

This paper not to be cited without prior reference to the author \*

International Council for the  
Exploration of the Sea

C.M.1972/E:9

Fisheries Improvement Committee

Ref.: Hydrography Cttee



Digitalization sponsored  
by Thünen-Institut

MATHEMATICAL MODELS OF CONTINENTAL SEAS

PRELIMINARY RESULTS CONCERNING

THE SOUTHERN BIGHT

by

Math. Modelsea \*\*

---

\* Correspondence should be addressed to:

Prof Jacques C J Nihoul,  
Institute of Mathematics,  
15, Av. des Tilleuls, 4000 Liège, Belgium.

\*\* The name of Math. Modelsea stands in brief for those of the 250 research workers from some 40 laboratories engaged in a nation-wide research and development project in the scope of the Belgian National Programme on the Physical and Biological Environment sponsored by the Department for Scientific Politics, Office of the Prime Minister.

## TABLE OF CONTENTS

	<u>Page</u>
I. <u>MATHEMATICAL MODEL</u> .....	3
1. Construction of a mathematical model .....	4
2. The state variables .....	8
3. The dynamical equations .....	11
4. Application of the K.B.M. Method .....	16
5. The quasi-static approximation .....	19
6. The vertically integrated equations of motion .....	20
7. Discussion .....	24
References .....	26
II. <u>COURANTS</u> .....	28
1. Configuration générale des courants .....	28
2. Mesures de courantométrie .....	29
3. Conclusions .....	33
Références .....	34
III. <u>AIR-SEA INTERACTIONS</u> .....	35
1. Description of the air-sea interaction .....	36
2. Wind stress evaluation .....	40
3. Geostrophic wind .....	42
4. Bottom stress evaluation .....	43
5. Available meteorological informations .....	45
6. Conclusion .....	47
References .....	47
IV. <u>DYNAMIQUE DES SUSPENSIONS</u> .....	49
1. Les coefficients de diffusion turbulente des particules ...	51
2. Les paramètres $\lambda_z$ et $\rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t)$ .....	52
3. Vitesse de sédimentation .....	52
4. Les coefficients $\alpha$ et $\beta$ .....	53
Conclusion .....	53
Références .....	54
V. <u>POLLUTION PROBLEMS IN SEDIMENTS</u> .....	55
A. Source and displacement of the suspended material .....	55
B. Sedimentation and secondary erosion of the suspended material .....	56
C. Interaction between the suspended material and the new environment .....	56
Synthesis of the results of 1971 .....	57

VI.	<u>PREMIER APERÇU SUR LA DISTRIBUTION ET LA COMPOSITION DES SÉDIMENTS DANS LE RÉSEAU DU MODÈLE MATHÉMATIQUE</u> .....	60
	1. Introduction .....	60
	2. Répartition de la turbidité .....	61
	3. Caractérisation des sédiments .....	61
	4. Exemples d'accumulation de quelques polluants .....	67
	Conclusions .....	67
VII.	<u>RAPPORT D'ACTIVITÉ CONCERNANT LES ESTUAIRES</u> .....	72
	1. Introduction .....	72
	2. Décharge de polluants solides par l'estuaire de l'Escaut ....	72
	3. Turbidité, matières organiques et oxygène dissous dans l'estuaire .....	73
	4. Comportement particulier de la silice dissoute .....	76
	5. Aspect bactériologique .....	77
	Conclusions .....	78
VIII.	<u>NUTRIENTS ET PARAMÈTRES BIOLOGIQUES ASSOCIÉS</u> .....	79
	1. Nutrients .....	79
	2. Paramètres biologiques associés .....	89
	3. Nutrients et productivité .....	89
IX.	<u>LES MÉTAUX</u> .....	93
	1. Intercalibration .....	93
	2. Résultats du réseau expérimental .....	95
X.	<u>MÉTABOLITES DE PESTICIDES</u> .....	104
	1. Introduction .....	104
	2. Méthode .....	104
	3. Résultats .....	107
XI.	<u>L'INDICE DE PRODUCTIVITÉ EN MER DU NORD</u> .....	118
XII.	<u>FIRST TROPHIC LEVEL - ANALYSES OF PHOTOSYNTHETIC PIGMENTS AND PHYTOPLANKTON</u> .....	125
	1. Introduction .....	125
	2. Results .....	125
	3. Conclusion .....	135
XIII.	<u>DÉTERMINATION DU MERCURE DANS LES POISSONS</u> .....	136
	Méthodes .....	136
	Interférences .....	137
	Forme de liaison de Hg .....	137

	<u>Page</u>
Résultats .....	137
Programme .....	140
Discussion .....	140
Poissons .....	141
Méthode d'analyse .....	142
Reproductibilité .....	142
Poissons d'eaux douces .....	144
 XIV. <u>ÉTUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU BENTHOS</u> .....	 146
<u>Macrobenthos</u>	
1. Material and methods .....	150
2. Preliminary results and discussion .....	150
 XV. <u>ZOOPLANKTON</u> .....	 155
1. Sampling .....	155
2. Sampling frequency .....	155
3. Results .....	155
4. Conclusions .....	157
5. General conclusions .....	157



## I.- Mathematical Model

The presence of many strongly interdependent variables makes ecosystems difficult to describe. The simple collection of data and their descriptive ordering are such formidable tasks that one has often ignored the need for doing more than this.

The present alarming state of ecological problems, however, calls for a more thorough understanding and a more rational and strict control of the environment.

Monitoring, control and management are achievable only if, for a selected number of representative variables, one can *predict evolution* and, within appropriate constraints and tolerances, one can find, by *optimization*, the necessary compromises between the requirements of increasing industrialization and affluent society and the necessity to preserve the valuable natural resources.

To predict the evolution of the selected variables, one must have some modelled idea of their behaviour.

A model can be of many sorts. It can be a fairly literal model like a mechanical model demonstrating the possible motions of an animal's limb; it can be a more elaborate physical model operating in quite another energy sphere as an electrical network simulating dynamical interactions in the food chain. It can also be a *mathematical model*.

The mathematical model is the ultimate goal. Indeed, if several distinct physical processes can be used to simulate the same phenomenon, it is because fundamentally, they are described by the same equations and that the *same* equations (submitted to the *same* boundary and initial conditions) yield the *same* solution independently of the particular significance of the variable, whether it represents an electric potential, a stream function, a temperature ...

Hence one mathematical model incorporates all the equivalent physical models. It is appropriate not only for analogue computation and simulation but also for analytical and numerical analysis.

## 1.- Construction of a mathematical model

### 1.1.- State variables and control parameters

The first step in constructing a mathematical model is the definition of a *limited number of representative state variables*. There must be sufficiently few of them for their evolution equations to be amenable to analysis but also sufficiently many of them to describe adequately the system's behavior. State variables should not be confused with *control parameters*. These are additional parameters which influence the evolution of the system (hence appear in the evolution equations) but for which no specific evolution equations are written; either because they are determined by a separate model or sufficiently known already or because the additional equations would jeopardize the model by their difficulty, their dubiousness or simply by increasing the system beyond computers' ability. Atmospheric conditions, intensity of light at the sea surface are control parameters, for instance, and several more are also involved in the coefficients of (chemical and biochemical) interactions.

It is inherent in the nature of models that experimental data should be needed to ascertain the values of parameters. The restriction of the number of state variables to be studied (i.e. the closure of the system of evolution equations) necessarily relegates to the parameters' group several which would be state variables in a perfect but unpractical model and which one prefers to evaluate separately by sideways theoretical or experimental reflection. On the other hand, the expression of interaction terms in analytical form always involves some kind of approximation and introduces empirical coefficients.

Examples of such control parameters in models of plankton production are for instance transparency of water [Riley, Stommel and Bumpus (1949)], coefficient of mixing across the thermocline (Steele, 1958), etc.

In addition to the hydrodynamical and thermodynamical variables, the state variables are typically densities (mass of a chemical substance per unit volume, specific biomass, concentration of a pollutant at one stage of the food chain, ...).

### 1.2.- Evolution equations

The state variables are governed by a system of evolution equations which may be algebraic or differential. They express the complete local budget of mass, momentum, energy, species concentrations, etc.

The diagram shown in figure 1 recapitulates that the state variables may change in time or in space as a result of releases (from external sources) or withdrawing (to external sinks), internal interactions and displacement of material induced by sea motion or migration (for instance sedimenting particles have a vertical migration through the water).

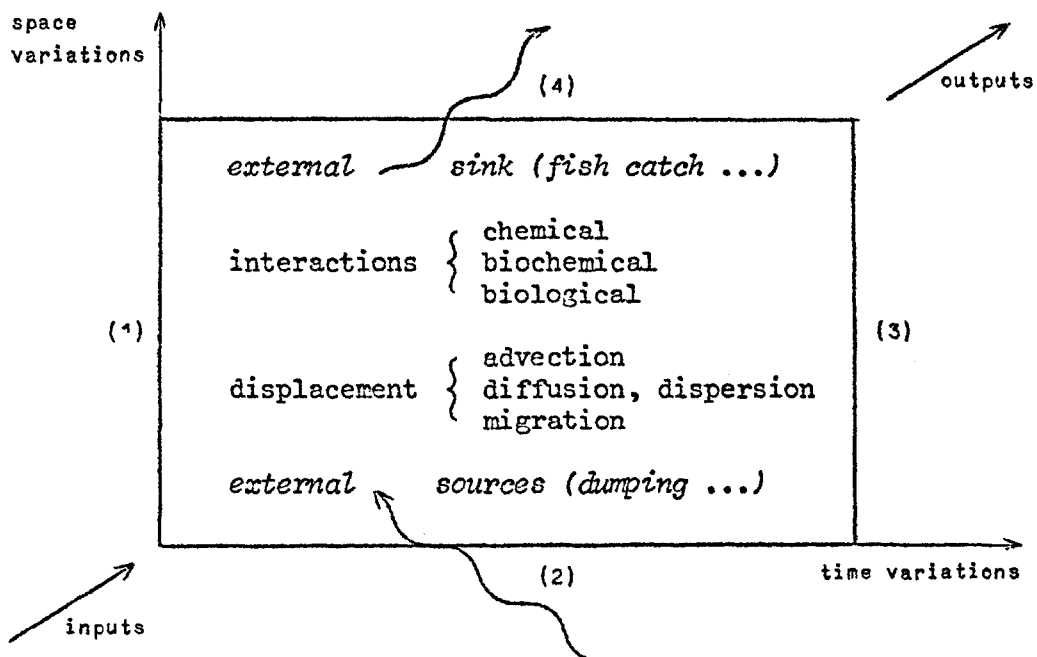


fig. 1.- Diagram of the marine system.

### 1.3.- Initial and boundary conditions

The evolution equations must be solved subject to given initial and boundary conditions.

The solution is usually obtained by numerical techniques which imply at one stage or another a discretization in space and time replacing the region under study by a numerical grid of points<sup>(1)</sup>.

(1) For a clear introduction and a critical review of numerical methods adapted to mathematical models of the type discussed here, the reader is referred to the excellent paper by Emmons (1970).

This grid is adapted in each problem to the phenomenon under investigation and the mathematical method used and the mesh size is chosen from the consideration of the length and time scale of the former and the stability of the latter. There is thus an infinite variety of numerical grids for any mathematical model. These adaptable grids should not be confused with experimental grids of points where samples are taken to determine some initial state of the region or check some results of the model, in most cases, with respect to a particular phenomenon.

One example of numerical grid is shown in figure 2. The grid covers the Southern Bight and, for the simplicity of currents' calculation, extends to the English coast. Experimental surveys by the Belgian ships are however limited to the eastern part of the Southern Bight and completed by British data in the western part. Cross signs  $\times$  indicate points where samples were taken and analysed during the 1971 cruises. Whenever possible the samples were taken simultaneously by three ships anchored at the vertices of a small triangle centered at the sampling point; thus providing information on the spatial variations of the observations. For the same reason, one additional cruise took samples at intermediate points (situated half way on the mesh sides).

*The meshes in front of the Belgian coast are covered by a finer grid (not shown in the figure) both for numerical calculation of currents and experimental surveys of the state of pollution.*

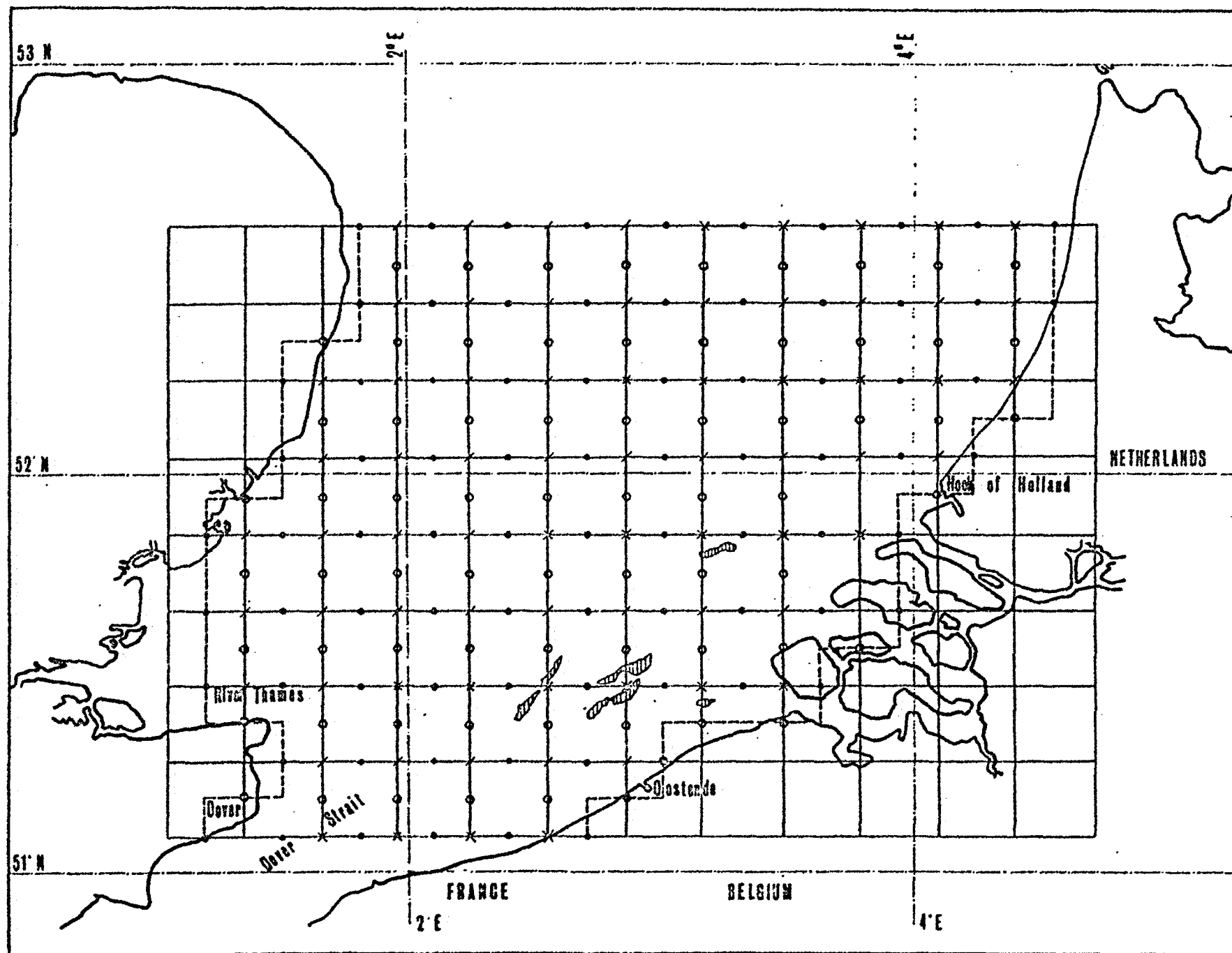
Boundary conditions are provided by larger scale models, charts or measurements with the collaboration of neighbouring countries and in particular England, Germany, Holland, France and Denmark.

The experimental surveys have two main objectives :

- (i) determine the actual state of pollution and thus feed the model with initial conditions,
- (ii) estimate the control parameters and thus determine the form of the interaction terms appearing in the model.

Once these are determined with sufficient accuracy the model is able to predict the subsequent evolution of the system taking into account eventual changes in the boundary conditions and accidental or intentional releases of pollutants.

Figure 2



The results presented in the present report must therefore be regarded as much more than an inventory as the mathematical model gives the computer the means to extrapolate and interpolate between sampling points and simulate the dynamics of the marine system.

## 2.- The state variables

The parameters which have to be determined as functions of space and time to provide a *detailed* description of a given sea region are, beside the physical parameters (velocity  $v$ , pressure  $p$ , temperature  $\theta$ , ...), the concentrations of the various *constituents* of the sea. The word « constituent » is introduced here to denote any chemical substance or living organism which participates to the ocean mixture with an *individual* behaviour. Thus completely dissolved  $\text{NaCl}$  is not a constituent but  $\text{Na}^+$  and  $\text{Cl}^-$  are; a substance imprisoned in a complex aggregate is not a constituent; living organisms, animals are constituents, not the substances of which their tissues are made up. Water is a constituent and, actually, by far the most abundant one.

Dissolved substances are mixed with water at the molecular scale, non-dissolved substances are found in the form of a suspension (or emulsion) of small particles which, according to their weight and size, may tend to float or sediment. Colloidal solutions can also occur when the mixing is effected at the scale of macromolecules or aggregates of molecules ( $10^{-3}$  -  $10^{-1}$  microns); constituting an intermediate case between the solutions and the suspensions.

There is no objection to include living species in this description. They will be regarded as « substances » mixed with water; the nature of the mixture depending upon their size — migration of certain varieties may be incorporated in the model in roughly the same way as sedimentation and be accounted for by a « migration flux » with respect to the moving water masses.

Let  $\rho_0, \rho_1, \dots, \rho_N$  denote the specific masses of the various constituents ( $\rho_0$  referring to water) i.e.

$$(1) \quad \rho_i = \frac{\text{mass of constituent } S_i}{\text{total volume}} .$$

It is possible to establish a system of partial differential equations governing the evolution with space and time of the concentration functions  $\rho_i(x,t)$  and the coupled thermomechanical parameters, velocities, pressure, temperature.

Unfortunately, not only will these equations contain multiple interaction terms which are little known by the chemists and the biologists but also the size of the system — if one were to include every chemical substance and living species — would make its analytical or numerical solution utterly impossible.

One has thus to accept a simplified description in terms of a restricted number of state variables and evolution equations, defined as to make their study both a tractable problem and a significative undertaking with regard to the understanding and monitoring of pollution.

An attempt is made here to derive a consistent model on the following basis.

- (i) A detailed description of every substance (or living organism) would be irksome and would not, in any case, be amenable to experimental verification or interpretation.
- (ii) More directly utilisable would be the knowledge of selected *element's* concentrations in a limited number of « phases », a phase denoting — by lack of a better word — a class of constituents having similar properties with respect to their mixing with sea water and, for instance, being distinguished by the scale or the degree of refinement of their dispersion in the sea.

Thus, phases could be constituted by (i) all dissolved chemical substances, (ii) suspended particles, (iii) minute living organisms carried along by the sea (like plankton and phytoplankton), (iv) different groups of animals at different stages of the food chain, (v) bottom sediments, etc.

A more refined classification could also be suggested and progressively incorporated in the model, provided it is amenable to analysis. For instance, a distinction could be made between mineral and (dead) organic suspensions, etc.

In this approach, a pollutant like mercury, for instance, would not be studied by following the evolution of every of the numerous mercury compounds which can be present in the sea but in a simpler way, by determining, as a function of space and time, the *total* concentration of mercury in each phase, say the total concentration of mercury in solution independently of the various solutes in which it may be involved.

Hence if  $\varphi$  is the number of phases and  $e$  the number of elements selected for their importance with respect to pollution, one may define a limited number of  $n = e\varphi$  generalized state variables as follows.

Let  $b_j^k$  denote the weight fraction of element  $j$  (say mercury) contained in constituent  $k$ , one may define the total concentration of element  $j$  in phase  $m$  as

$$(2) \quad \rho_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^k \rho_k$$

the sum being carried over all constituents present in phase  $m$ .

One may now relabel the new variables  $\rho_{jm} : \rho_\alpha$  with  $\alpha = 1, 2, \dots, n$ , a greek index referring to a state variable.

[For instance  $\rho_1$  could be the total concentration of mercury in solution,  $\rho_2$  the total concentration of mercury in suspension, etc.]

In addition to the « pollution variables »  $\rho_\alpha$ , it will be useful to know the specific mass of each phase defined as the sum of the specific masses of all constituents belonging to that particular phase.



Let  $\rho^d$ ,  $\rho^s$ ,  $\rho^b$  ( $b = 1, 2, \dots$ ) denote the specific masses of respectively the phase of dissolved substances, the phase of suspensions, the biological phase  $b$ . The largest contribution to  $\rho^d$  comes from the dissolved salts and  $\rho^d$  may be regarded as a measure of the salinity;  $\rho^s$  is related to turbidity and the  $\rho^b$ 's are specific biomasses<sup>(1)</sup>.

One may regard however these additional variables as included in the definition (2) by considering for each phase an extra element for which all the  $b_j^k$ 's are equal to 1. Hence  $\rho^d$ ,  $\rho^s$ , ... need not be considered separately from the  $\rho_\alpha$ 's if  $\alpha$  now runs from 1 to  $n + \varphi$ .

The equations describing the evolution of the concentrations with space and time will be completed by hydrodynamical and thermodynamical equations written in terms of a pressure  $p$ , a temperature  $\theta$ , a specific mass  $\rho$  and a velocity  $V$  of the sea water which is really pure water + dissolved substances.

Hence, for instance,

$$(3) \quad \rho = \rho_0 + \rho^d.$$

### 3.- The dynamical equations

Let  $V$  denote an arbitrary fixed volume in the sea region under consideration and let  $S$  be the surface including  $V$ .

The total amount of constituent  $S_i$  present in  $V$  can only change in time either because  $S_i$  flows in or out of  $V$  or because it is produced or destroyed inside  $V$ . The production or destruction

---

(1) One notes that the variables  $\rho_\alpha$  represent concentrations if the concentration is defined as the "mass of pollutant per unit volume". In the case of a biological phase, a concentration defined as the ratio of the mass of pollutant to the phase's biomass would be more significant. This is obtained by dividing the specific mass  $\rho_\alpha$  by the specific biomass  $\rho^b$  of the corresponding phase.

of  $S_i$  inside  $V$  can result from external sources or from internal interactions (chemical, biochemical, ...) with other constituents.

Hence

$$(4) \quad \frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho_i dV = - \int_S \rho_i \mathbf{v}_i \cdot \mathbf{n} dS + \int_V (Q_i + Y_i) dV$$

where  $\mathbf{v}_i$  denotes the velocity of  $S_i$ ,  $\mathbf{n}$  the unit vector along the normal to the surface  $S$ ,  $Q_i$  and  $Y_i$  the rates of production or destruction of  $S_i$  per unit volume by, respectively, external sources (release, etc.) and internal interactions.

Transforming the surface integral by Gauss's theorem, one can write

$$(5) \quad \int_V \left( \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_i \mathbf{v}_i \right) dV = \int_V (Q_i + Y_i) dV$$

where  $\nabla$  is the differential vector operator

$$\nabla = \mathbf{e}_1 \frac{\partial}{\partial x_1} + \mathbf{e}_2 \frac{\partial}{\partial x_2} + \mathbf{e}_3 \frac{\partial}{\partial x_3}.$$

Since the volume  $V$  is arbitrary, one must have

$$(6) \quad \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_i \mathbf{v}_i = Q_i + Y_i.$$

Now

$$(7) \quad \rho_i \mathbf{v}_i \equiv \rho_i (\mathbf{v}_i - \mathbf{v}) + \rho_i \mathbf{v}.$$

The second term in the right-hand side  $\rho_i \mathbf{v}$  represents the flow of constituent  $S_i$  as it is carried along by the ocean water. The first term in the right-hand side represents the "slippage" flow of constituent  $S_i$  with respect to the bulk motion. One generally calls the former the flow of  $S_i$  and the latter the flux of  $S_i$ .

The flux of a given constituent  $S_i$  is due to molecular diffusion and in certain cases to the net migration (sedimentation for instance) of the substance through the water.

The molecular contribution can be expressed by assuming that it obeys the Fourier-Fick law according to which the flux is proportional to the gradient of the concentration.

It turns out however that, in the sea, this contribution is always negligible compared with that part of the flow which is associated with erratic motions producing a general stirring and mixing

of the sea constituents analogous to diffusion but many times more efficient.

Let  $m_i$  denote the net migration flux. [This flux is often zero or negligible as, for instance, in the case of water itself, dissolved substances, neutrally buoyant particles, minute organisms carried along by the sea, etc.] Eq. (7) may now be written (neglecting molecular diffusion)

$$(8) \quad \rho_i v_i = \rho_i v + m_i .$$

The rate of release  $Q_i$  is a given quantity in any specific problem. The interaction rate  $Y_i$  can be written

$$(9) \quad Y_i = \sum_{\beta=1}^R P_{i\beta}$$

where  $P_{i\beta}$  is the rate of production or destruction of  $S_i$  per unit volume in the  $\beta^{th}$  reaction and the sum is over all reactions.

In the case of chemical reactions, one may write

$$(10) \quad P_{i\beta} = v_{i\beta} J_{\beta}$$

where  $J_{\beta}$  is the rate of reaction  $\beta$  and  $v_{i\beta}$  is proportional to the stoichiometric coefficient of  $S_i$  in reaction  $\beta$  counted positive when  $S_i$  appears in the right-hand side (production) and negative when it appears in the left-hand side (destruction). [For instance, if  $J_{\beta}$  is expressed in moles per unit volume and unit time,  $v_{i\beta}$  is the stoichiometric coefficient multiplied by the molecular mass of  $S_i$ .]

One notes that the summation in (9) always includes a chemical reaction and its reverse with opposite stoichiometric coefficients. The two reactions only contribute to  $Y_i$  inasmuch as the two reaction rates are different.

Combining (6), (8) and (9), one obtains

$$(11) \quad \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_i v = - \nabla \cdot m_i + \sum_{\beta=1}^R P_{i\beta} + Q_i .$$

Multiplying every term of (11) by  $b_j^i$  and summing over all constituents of each phase, one gets

$$(12) \quad \frac{\partial \rho_{jm}}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho_{jm} \mathbf{V} = - \mathbf{V} \cdot \mathbf{m}_{jm} + Q_{jm} + \sum_{\beta=1}^s P_{j\beta}^m$$

where

(i)

$$(13) \quad \mathbf{m}_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i \mathbf{m}_i$$

represents the net migration of element  $j$  in phase  $m$  [say, the net sedimentation of the mercury in suspension no matter which mercury compounds are actually sedimenting] (for many phases, of course,  $\mathbf{m}_{jm} = 0$ );

(ii)

$$(14) \quad Q_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i Q_i$$

represents the external production (or destruction) of constituent  $j$  in phase  $m$  [say, the total source of mercury in solution no matter which mercury compounds are actually dissolved];

(iii)

$$(15) \quad P_{j\beta}^m = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i P_{i\beta}$$

represents the rate of production (or destruction) of constituent  $j$  in phase  $m$  by reaction  $\beta$ ; this term is obviously zero for all the reactions which do not imply a change of phase, hence the summation in (12) is limited to a smaller number of reactions ( $s$ , say).

Relabelling the variables  $\rho_\alpha$  ( $\alpha = 1, \dots, n+\phi$ ), one may write (12) in the form

$$(16) \quad \frac{\partial \rho_\alpha}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho_\alpha \mathbf{V} = Q_\alpha - \mathbf{V} \cdot \mathbf{m}_\alpha + \sum_{\beta=1}^s P_{\alpha\beta}$$

An equation for the specific mass  $\rho$  is readily obtained from (16) but the contribution to water or salts concentrations of eventual sources or reactions can be neglected (in view of the enormous reservoir of water and salts). Hence

$$(17) \quad \frac{\partial \rho}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho \mathbf{V} = 0$$

Neglecting molecular diffusion of momentum and heat as compared with turbulent diffusion, one may write, for the velocity and temperature fields

$$(18) \quad \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \mathbf{v} = - \frac{1}{\rho} \nabla p + \mathbf{g} - 2 \mathbf{\Omega} \wedge \mathbf{v}$$

where  $\mathbf{\Omega}$  is the rotation vector of the earth,  $\mathbf{g}$  the acceleration of gravity and where the term representing the centrifugal force is incorporated in the pressure,

$$(19) \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \theta = Q_\theta$$

where  $Q_\theta$  represents the production of heat (by radiation, chemical or biological reactions, etc.).

Eq. (16), (17), (18) and (19) must be complemented by an equation of state.

In the case of well mixed water, it is permissible to assume that  $\rho$  is a constant. Eq. (17) reduces then to

$$(20) \quad \nabla \cdot \mathbf{v} = 0$$

and form with (18) a closed system for the determination of  $\mathbf{v}$  and  $p$ .

In the test region selected for the Belgian National Program (see figure 2), this approximation is good everywhere except in the vicinity of an estuary where fresh water may be treated as a "pollutant" originating from a boundary source [the absence of volume sources in (17) does not of course exclude boundary sources (fig. 3)].

If the mixing is not complete, the sea may display various forms of stratification and a better approximation for the state equation is obtained by Boussinesq approximation (e.g. Nihoul 1969).

In the following, one will restrict attention to perfectly mixed sea regions in order to present the philosophy of the subsequent approximations in the simplest context possible. There would be no difficulty in refining the model taking into account, for instance, stratification and Boussinesq approximation.

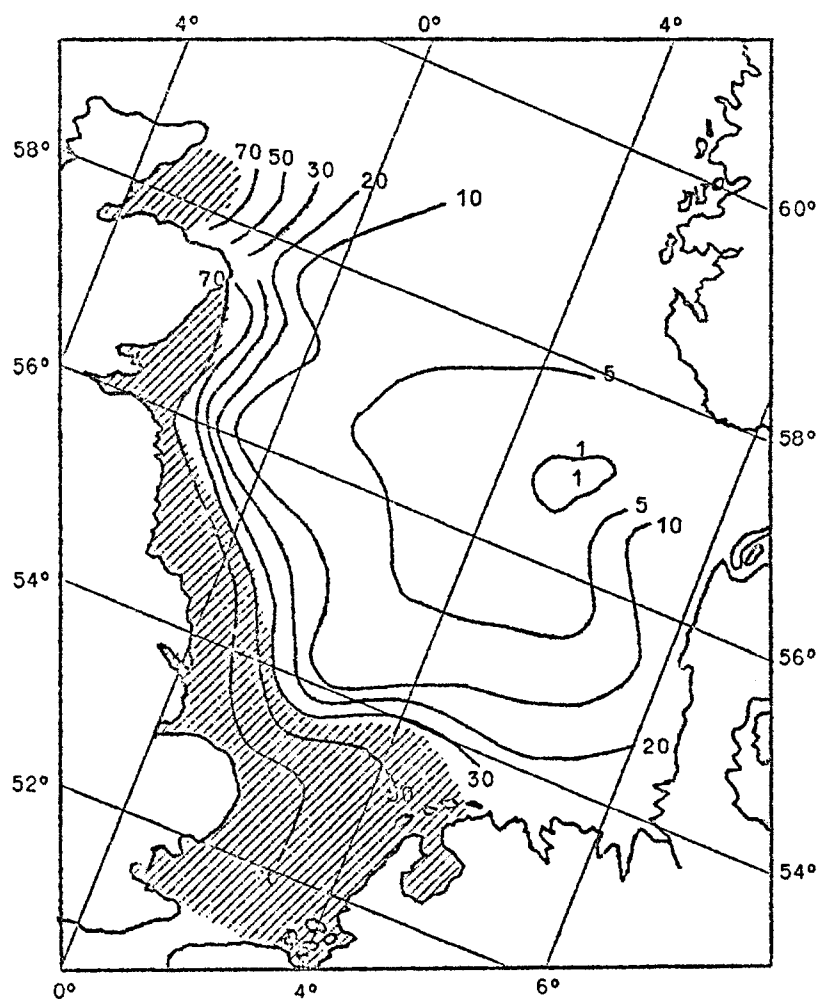


fig. 3.- Distribution of thickness of the boundary layer in the North Sea, m.;  
The area where the mixing layer depth extends to the bottom of the  
sea is shown by shading (reproduced from Kraav, 1969).

#### 4.- Application of the K.B.M. Method

In the sea, the velocity field is always extremely complex. Different types of motions occur, characterized by different time scales and different length scales, from the quasi-steady currents to the rapid small turbulent eddies, interacting with each other and forming

an intricate pattern amenable only, in most cases, to a statistical analysis.

An attempt to follow a pollutant as it is convected by the fastest motions would be preposterous. Not only would such a study be beyond reach of any mathematical or experimental analysis but it would also have no signification as those rapidly changing erratic motions tend to cancel each other over any reasonable length of time, contributing only to the dispersion of the pollutant in much the same way (but many time more efficiently) as molecular diffusion.

Let  $T$  be a characteristic time for the study of pollution in the sense that one does not require the knowledge of the state of pollution, say, every second but only every  $T$  ( $T$  may be an hour, a day or two, a month, ... according to the problem in consideration).

Processes which have a characteristic time larger than  $T$  change only a little over  $T$ . They will be called "slowly varying".

Among the fast processes which have a characteristic time smaller than  $T$ , one must distinguish between erratic oscillating processes which tend to cancel each other and may be regarded as having a zero mean over  $T$  and evolving processes the effects of which are cumulated over  $T$ .

To the first category belong all types of motions from waves (of frequency larger than  $T^{-1}$ ) to turbulence of which no mean current results although their mean square amplitude is not zero accounting for their extremely efficient mixing effect.

To the second category belong fast chemical or biological reactions which can be regarded as completed in a time short as compared to  $T$ .

Normally the sources will not release the reactants at such a high rate and the fast reactions will have to adapt their pace to that of the sources. In other words, if a source releases a substance  $A$  which is involved in a fast reaction to produce a substance  $B$ , it will look, over a time  $T$ , as if -  $A$  being almost instantaneously transformed into  $B$  - the source had released  $B$  directly. Hence, if one is mainly interested in averages over  $T$ , one may disregard the fast reactions in the interaction term and take them into account by

correcting the sources, writing them down as releasing the products of these reactions directly.

One may then consider only two kinds of processes : those whose characteristic time is larger than  $T$  and those whose characteristic time is smaller and have a zero mean over  $T$ .

Let  $q$  denote any of the state variables  $v_i$ ,  $\rho$ ,  $\theta$ ,  $\rho_\alpha$ , ... one may write

$$(21) \quad q = \bar{q} + \hat{q}$$

where

$$(22) \quad \bar{q} = \frac{1}{T} \int_t^{t+T} q \, dt,$$

$$(23) \quad \int_t^{t+T} \hat{q} \, dt \sim 0,$$

$$(24) \quad \int_t^{t+T} \frac{\partial \hat{q}}{\partial t} \, dt \sim 0$$

(because  $\frac{\partial \hat{q}}{\partial t}$  refers also to rapidly changing intricate processes which roughly cancel each other over a time  $T$ ).

Hence

$$(25) \quad \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \frac{\partial q}{\partial t} \, dt \sim \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} \, dt = \frac{\bar{q}(t+T) - \bar{q}(t)}{T} \sim \frac{\partial \bar{q}}{\partial t}$$

(because the time  $T$  is small compared with the characteristic time of evolution of  $\bar{q}$  and the finite difference may be approximated by the differential).

Also ( $q$  and  $q'$  being any two state variables)

$$(26) \quad \frac{1}{T} \int_t^{t+T} qq' \, dt \sim \bar{q} \bar{q}' + \overline{\hat{q} \hat{q}'}$$

[because as  $\bar{q}$  and  $\bar{q}'$  vary little over a period of time  $T$ , they may in first approximation be taken out of the integration sign; then cross products  $\bar{q} \hat{q}'$ , ... vanish in the mean as a result of (23)].

Averaging eq. (16) and (18) to (20) over  $T$ , one obtains thus, taking  $\rho$  constant (well mixed water) :

$$(27) \quad \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{v} \bar{v} = - \frac{1}{\rho} \nabla \bar{p} + g - 2 \Omega \wedge \bar{v} - \nabla \cdot \overline{\hat{v} \hat{v}}$$

$$(28) \quad \frac{\partial \bar{\theta}}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\theta} \bar{v} = - \nabla \cdot \overline{\hat{\theta} \hat{v}} + \overline{Q_\theta}$$



$$(29) \quad \nabla \cdot \bar{\mathbf{v}} = 0$$

$$(30) \quad \frac{\partial \bar{\rho}_\alpha}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\rho}_\alpha \bar{\mathbf{v}} = \bar{Q}_\alpha - \nabla \cdot \bar{\mathbf{m}}_\alpha + \sum_{\beta=1}^s \bar{P}_{\alpha\beta} - \nabla \cdot \bar{\hat{\rho}}_\alpha \bar{\hat{\mathbf{v}}}$$

The last terms in the right-hand sides of (27), (28) and (30) represent the net contribution of all the faster motions to the dispersion of momentum, heat and pollutants.

The averaging technique employed here with assumptions (25) and (26) is known as the Krylov-Bogoliubov-Mitropolsky method.

### 5.- The quasi-static approximation

The vertical component of eq. (27) reads (the vertical axis pointing upwards) :

$$(31) \quad \frac{\partial \bar{v}_3}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\mathbf{v}} \bar{v}_3 = - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_3} - g - 2(\Omega_1 \bar{v}_2 - \Omega_2 \bar{v}_1) - \nabla \cdot \bar{\hat{\mathbf{v}}} \bar{\hat{v}}_3$$

where  $\Omega_1$  and  $\Omega_2$  are the horizontal components of  $\boldsymbol{\Omega}$ . The terms on the left-hand side represent the acceleration of the vertical mean motion. This is presumably negligible as compared to the acceleration of gravity which is of the order of  $10 \text{ m/s}^2$ . The angular velocity of the earth is of the order of  $10^{-4} \text{ s}^{-1}$ . If the horizontal velocity is of the order of  $1 \text{ m/s}$ , the Coriolis term is  $10^5$  smaller than the gravity term. Observations in sea areas comparable to the Southern North Sea test region investigated by the Belgian National program seem to indicate that the last term on the right-hand side of (31) is also much smaller than the gravity term (Bowden, 1956, 1966).

If these terms are neglected, (31) reduces to

$$(32) \quad \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_3} = - \rho g$$

and, integrating over  $x_3$ ,

$$(33) \quad \bar{p} = - \rho g x_3 + f(x_1, x_2) .$$

Let  $z = \zeta$  represent the equation of the mean free surface.

At the free surface, the pressure must be equal to the atmospheric pressure  $p_a$ . Hence

$$(34) \quad p_a = - \rho g \zeta + f(x_1, x_2) .$$

This determines  $f$ . Eq. (33) may thus be written

$$(35) \quad \bar{p} = p_a + \rho g \zeta - \rho g x_3.$$

The horizontal components of the Coriolis force read :

$$(36) \quad f \bar{v}_2 - 2 \Omega_2 \bar{v}_3$$

$$(37) \quad - f \bar{v}_1 + 2 \Omega_1 \bar{v}_3$$

where the vertical component of the rotation vector  $\Omega$  has been written  $\frac{1}{2} f$  to conform to usual notations.

It is reasonable to assume that the vertical mean velocity is much smaller than the horizontal mean velocity. Hence the last term may be neglected in (36) and (37).

Combining eq. (27), (35), (36) and (37), one has, then, for the horizontal components of the mean velocity vector

$$(38) \quad \frac{\partial \bar{v}_1}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\mathbf{v}} \bar{v}_1 = - \frac{\partial}{\partial x_1} \left( \frac{p_a}{\rho} + g \zeta \right) + f \bar{v}_2 - \nabla \cdot \hat{\mathbf{v}} \hat{v}_1,$$

$$(39) \quad \frac{\partial \bar{v}_2}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\mathbf{v}} \bar{v}_2 = - \frac{\partial}{\partial x_2} \left( \frac{p_a}{\rho} + g \zeta \right) - f \bar{v}_1 - \nabla \cdot \hat{\mathbf{v}} \hat{v}_2.$$

The approximation made in writing (35), (38) and (39) is equivalent to assuming static equilibrium in the vertical direction and neglecting all components of the earth rotation vector but the vertical one. This may be termed the "quasi-static approximation".

## 6.- The vertically integrated equations of motion

If one is mainly interested in the horizontal distribution of pollutants, it is convenient to integrate eq. (29), (30), (38) and (39) over depth.

Let  $z = 0$  denote the free surface at equilibrium,  $z = \zeta$  the perturbed free surface and  $z = -h$  the surface of the bottom and let :

$$(40)(41) \quad U = \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_1 dz, \quad V = \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_2 dz,$$

$$(42)(43) \quad S_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \bar{Q}_\alpha dz, \quad I_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \sum_{\beta=1}^s \bar{P}_{\alpha\beta} dz$$

$$(44) \quad M_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \left( \frac{\partial \bar{m}_{\alpha,1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \bar{m}_{\alpha,2}}{\partial x_2} \right) dz,$$

$$(45) \quad R_{\alpha} = \int_{-h}^{\zeta} \rho_{\alpha} dz .$$

One notes that, except for animals migrating in the horizontal direction,  $M_{\alpha}$  is zero; the migration vector  $\overline{m}_{\alpha}$  being vertical for sedimentation, floatation as well as for diurnal migration of certain species with light (in most of the latter cases, anyway  $\overline{m}_{\alpha}$  is zero whenever the characteristic time  $T$  is larger than one day).

The kinematic boundary condition at the free surface is

$$(46) \quad \frac{d\zeta}{dt} = \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \overline{v}_1 \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} + \overline{v}_2 \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} = [\overline{v}_3]_{z=\zeta} .$$

Let

$$(47) \quad H = \zeta + h .$$

Integrating (38), (39), (29) and (30) over depth, one gets :

$$(48) \quad \frac{\partial U}{\partial t} - f V = - H \frac{\partial}{\partial x_1} \left( \frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{v_1 v_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{v_2 v_1} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

$$(49) \quad \frac{\partial V}{\partial t} + f U = - H \frac{\partial}{\partial x_2} \left( \frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{v_1 v_2} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{v_2 v_2} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_2} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

$$(50) \quad \frac{d\zeta}{dt} + \frac{\partial \overline{v_1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \overline{v_2}}{\partial x_2} = 0$$

$$(51) \quad \frac{\partial R_{\alpha}}{\partial t} = S_{\alpha} - M_{\alpha} + I_{\alpha} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\rho_{\alpha} v_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\rho_{\alpha} v_2} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_2} - [\overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

where  $\sim$  denotes an integral over depth.

Eq. (50) may be simplified as follows. One may write :

$$(52) \quad \int_{-h}^{\zeta} \left( \frac{\partial \overline{v_1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \overline{v_2}}{\partial x_2} \right) dz = \frac{\partial}{\partial x_1} \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_1} dz + \frac{\partial}{\partial x_2} \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_2} dz \\ - \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} (\overline{v_1})_{\zeta} - \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} (\overline{v_2})_{\zeta}$$

Combining with (46) and (50), one obtains

$$(53) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x_1} + \frac{\partial V}{\partial x_2} = 0 .$$

Apart from the pressure terms in (48) and (49) and the source, migration and interaction terms in (51), the terms in the right-hand side of these equation represent respectively :

(i) Mean Horizontal Advection

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_1 v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_1}} \quad \text{in (48)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_2 v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_2}} \quad \text{in (49)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{\rho_{\alpha} v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{\rho_{\alpha} v_2}} \quad \text{in (51)}$$

These terms are generally neglected or approximated by (e.g. Wolff, Hansen and Joseph, 1970)

$$\frac{\partial}{\partial x_1} R_{\alpha} U + \frac{\partial}{\partial x_2} R_{\alpha} V$$

and similar expressions for the advection of momentum.

There is no real ground for this simplification except when these terms are sufficiently small that it doesn't matter whether they are neglected or incorporated in one form or another.

(ii) Mean Horizontal Mixing

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} \quad \text{in (48)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} \quad \text{in (49)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_2} \quad \text{in (51)}$$

These terms may be expressed in a simpler form by introducing eddy viscosities  $\nu_1$ ,  $\nu_2$  and eddy diffusivities  $\lambda_1$ ,  $\lambda_2$  (e.g. Bowden 1966) such that :

$$(54) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\nu_1 \frac{\partial U}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\nu_2 \frac{\partial U}{\partial x_2})$$

$$(55) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\nu_1 \frac{\partial V}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\nu_2 \frac{\partial V}{\partial x_2})$$

$$(56) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_2} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\lambda_1 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\lambda_2 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_2})$$

(iii) the boundary interaction terms

$$[ \overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1} ]_{-h}^\zeta \quad \text{in (48)}$$

$$[ \overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2} ]_{-h}^\zeta \quad \text{in (49)}$$

$$[ \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}} ]_{-h}^\zeta \quad \text{in (51)}$$

The first two are generally approximated by introducing the concept of surface stresses (due to wind) and bottom stresses (e.g. Groen and Groves, 1966). The third one - which actually accounts for bottom and air-sea interactions - is generally not taken into account except, in a very crude way, by summerizing the combined effect of this term and  $I_\alpha$  on the model of radioactive decay by a term  $k R_\alpha$  ( $k$  positive or negative).

The surface and bottom stresses are generally denoted  $\tau_s$  and  $\tau_b$ . If a similar notation is used for the boundary interaction term in (51) (still to be determined), one may write :

$$(57) \quad - [ \overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1} ]_{-h}^\zeta = \tau_{s1} - \tau_{b1}$$

$$(58) \quad - [ \overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2} ]_{-h}^\zeta = \tau_{s2} - \tau_{b2}$$

$$(59) \quad - [ \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}} ]_{-h}^\zeta = \tau_{s\alpha} - \tau_{b\alpha}$$

## 7.- Discussion

Eq. (48), (49), (51) and (53) form a closed system for the variables  $U$ ,  $V$ ,  $\zeta$  and  $R_\alpha$ . This system cannot be solved however without the specification, in terms of these variables, of

(i) the advection terms, (ii) the horizontal mixing terms, (iii) the boundary interaction terms; (iv) the internal interaction terms  $I_\alpha$ , (v) the migration terms  $M_\alpha$ .

The criticisms one can make of the previous models (e.g. Wolff, Hansen and Joseph, 1970) are the following ones

(i) the advection terms are either neglected or replaced by an approximation which has no real justification;

(ii) the horizontal mixing terms are approximated with the help of eddy viscosities and diffusivities but very little effort is made to understand better and predict more accurately these parameters. Introduced in the scope of the theory of turbulence, they are now being extensively used to account for larger scale erratic motions which are not "properly" turbulent. Experimental and theoretical progresses on this subject are not sufficiently incorporated in the models;

(iii) the boundary interaction terms are usually approximated with more concern for the simplification of the equations than for the adequate representation of the phenomenon;

(iv) the bottom and air-sea interaction terms and the internal interaction terms are either ignored or so crudely approximated that it is difficult to regard the existing models as anything more than simple hydrodynamical models with little bearing on pollution;

(v) the migration terms are nowhere mentioned.

The present model has the merit of leaving as little as possible in the shadow but the critical discussion above also points out to several aspects of it which require further study.

Progress here is difficult because it relies on successful incursions into Chemistry, Biology, Sedimentation Analysis, Fishery Predictions and Air-Sea Interactions.

The explicit form of  $m_\alpha$  and  $P_{\alpha\beta}$  could in principle be determined from physical chemistry, sedimentation theory, biochemistry, etc.

[analysed along the line of irreversible thermodynamics (e.g. De Groot and Mazur, 1962; Fujita, 1962)] fisheries observations on animal's migrations and rivalry of species, etc., but again there are so many chemical compounds and biological species in the sea and there are still so many unknowns, especially in the field of biochemical interactions, that the calculation would be both irksome and very little reliable.

However it should not be difficult to determine experimentally the form of the resulting migration and interaction terms  $m_\alpha$  and  $P_{\alpha\beta}$ . By the introduction of the concepts of phase and element concentration per phase, the number of variables is greatly reduced and the parameters to be measured are amenable to experiments<sup>(1)</sup>.

It should be noted however that the enormous simplification brought by the model does not exclude the possibility of using its predictions for control and monitoring of the sea.

[Let us suppose for instance that one is concerned with the effect of mercury on shellfish. One of the generalized state variables, say  $\rho_\alpha$ , is taken as "constituent mercury in phase shellfish". The other state variables are defined in order to form a closed system with  $\rho_\alpha$ . They include at least mercury in phases which may interact with phase shellfish (say mercury in solution, ...). Knowing the amount and location of mercury release and its repartition among the different phases (i.e. how much mercury is incorporated into the sea in chemical substances which dissolve or remain in suspension, etc., and where and when the releases take place) and knowing (after eventually an experimental survey) the boundary conditions (i.e. the concentrations,  $\rho_\alpha$  on the boundary of the sea region under examination), one can predict by the model the concentration of mercury in shellfish as a function of time and space and predict when and where the critical concentration - whose definition is answerable to other, medical or legal, studies - will be reached.]

---

(1) Note that the system of dynamical equations can always be closed at any order by excluding a phase for which the terms in the equations are too little known (say migration of fish) and taking into account its interaction with other phases by some term of global decay or increase whose form is easier to determine experimentally.

## References

- BOWDEN (K.F.) and FAIRBAIRN (L.A.), (1956), *Proc. Roy. Soc. London*, A 237, 422-438.
- BOWDEN (K.F.), (1966), *Turbulence*, in *The Sea*, vol. 1, pp. 802-825.
- BRETTSCHNEIDER (G.), (1967), *Anwendung des hydrodynamisch-numerischen Verfahrens zur Ermittlung der  $M_2$  - Mitschwingungsgezeit der Nordsee*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 7, Hamburg.
- DE GROOT (S.R.) and MAZUR (P.), (1962), *Non-equilibrium Thermodynamics*, North-Holland, Amsterdam.
- EMMONS (H.W.), (1970), *Critique of numerical modeling of Fluid-Mechanics phenomena*, in *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 2.
- FISCHER (G.), (1959), *Ein numerisches Verfahren zur Errechnung von Windstau und Gezeiten in Randmeeren*, in *Tellus*, 11.
- FUJITA (H.), (1962), *Mathematical Theory of Sedimentation Analysis*, Academic Press, New York.
- GOLDEERG (E.D.), (1962), *The Oceans as a chemical system*, in *The Sea*, vol. 3, Interscience Publishers.
- (1970), *Final Report of the Seminar on Methods of Detection, Measurements and Monitoring of Pollutants in the Marine Environment*, FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome 9-18 Dec. 1970.
- GROEN (P.) and GROVES (G.W.), (1966), *Surges*, in *The Sea*, vol. 1, pp. 611-646.
- HANSEN (W.), (1956), *Theorie zur Errechnung des Wasserstandes und der Strömungen in Randmeeren nebst Anwendungen*, in *Tellus*, 8.
- HEAPS (N.S.), (1969), *A two-dimensional numerical sea model*, in *Phil. Trans.*, 265 A.
- (1971), *On the numerical solution of the three-dimensional hydrodynamical equations for tides and storm surges*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- JENSEN (H.E.), WEYWADT (S.), JENSEN (A.), (1966), *Forecasting of storm surges in the North Sea*, in *Nato Subcomm. Oceanogr. Res. Tech. Rep.* 28.
- KRAAV (V.K.), (1969), *Computation of the semidiurnal tide and turbulence parameters in the North Sea*, in *Akad. Nauk SSSR*, 9.
- LAUWERIER (H.A.), DAMSTE' (B.R.), (1963), *The North Sea Problem VIII*, in *Proc. Koninkl. Nederl. Akademie van Wetenschappen*, 66 A.



- LEENDERTSE (J.J.), (1967), *Aspects of a computational model for long-period water-wave propagation*, Ph. D. Thesis, Technische Hogeschool te Delft, 29 June 1967.
- LEVINS (R.), (1963), *Theory of fitness in heterogeneous environments II. Developmental flexibility and niche selection*, in *Am. Naturalist*, 97.
- NIHOUL (J.C.J.), (1969), *Equations hydrodynamiques applicables à l'océan*, in *Proc. Liège First Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, pp. 6-15.
- (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- PATTEN (B.C.), (1965), *Community organization and energy relationships in plankton*, in *Oak. Ridge Nat. Lab. Rep.* 3634.
- (1968), *Mathematical models of plankton production*, in *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 53.
- RAMING (H.G.), (1971), *Hydrodynamisch-Numerisch Untersuchungen über strömungsabhängige Horizontalausbreitungen von Stoffen in Modellflüssen mit Anwendungen auf die Elbe*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 18, Hamburg.
- RILEY (G.A.), STOMMEL (H.) and BUMPUS (D.F.), (1949), *Quantitative ecology of the plankton of the Western North Atlantic*, in *Bull. Bingham Oceanogr. Coll.*, 12.
- STEELE (J.H.), (1958), *Plankton production in the Northern North Sea*, in *Rapp. Cons. Explor. Mer*, 144.
- SÜNDERMANN (J.), (1966), *Ein Vergleich zwischen der analytischen und der numerischen Berechnung windverzerrter Strömungen und Wasserstände in einem Modellmeer mit Anwendungen auf die Nordsee*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 4, Hamburg.
- WOLFF (P.M.), HANSEN (W.) and JOSEPH (J.), (1970), *Investigation and Prediction of Dispersion of Pollutants in the Sea with Hydrodynamical Numerical Models*, FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome 9-18 Dec. 1970.

## II.- Courants

Le but du programme national sur l'environnement physique et biologique est d'établir un modèle mathématique qui simule et prédit l'état de la pollution de la Mer du Nord. Plus précisément, il s'agit [Nihoul (1971)] de donner la répartition, dans l'espace et le temps, de plusieurs variables d'état, issue de la résolution d'un système d'équations du type :

$$\frac{\partial \rho_{\alpha}}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_{\alpha} V = Q_{\alpha} - \nabla \cdot m_{\alpha} + \sum_{\beta=1}^s P_{\alpha\beta} .$$

Des solutions numériques satisfaisantes de l'équation de dispersion d'un polluant non réactif ont déjà été obtenues par les unités de recherche hydrodynamique, tandis que d'autres unités ont mis en oeuvre les expériences nécessaires à l'évaluation des termes d'interactions biochimiques.

Il convient de noter que la dispersion d'une substance est assurée en partie par des processus d'aduction et de mélange turbulent. Sa prédiction requiert donc une connaissance exacte du champ des vitesses, dans la région étudiée.

A ce propos, il peut être utile de faire tâche d'hydrographe, de rappeler d'abord la configuration générale des courants dans la région-test et ensuite d'exposer et discuter les résultats de la courantométrie effectuée lors des croisières.

### 1.- Configuration générale des courants

L'eau de l'Atlantique pénètre dans la mer du Nord à partir du nord de l'Ecosse vers le sud d'un côté et, de l'autre, à partir du Pas-de-Calais vers le nord-est. Au point de rencontre de ces deux courants, il y a formation de trois grands tourbillons tournant dans le sens antihorlogique. Leur position varie d'ailleurs suivant les saisons. Cette configuration globale a déjà été mise en évidence par Böhnecke (1922) qui interprétait la répartition superficielle de la salinité.

L'onde stationnaire de la marée atlantique génère, aux deux ouvertures du bassin de la Mer du Nord, une onde progressive. Il y a formation

de trois points nodaux, appelés amphidromiques puisque les lignes cotidales effectuent, autour d'eux, une rotation antihorlogique dont la période est précisément celle de la marée.

Par ailleurs, il est connu depuis longtemps (Laplace, Lemb) qu'en un point d'un océan infini, l'extrémité du vecteur vitesse du courant de marée décrit une ellipse en une période.

En fait, dans le cas des mers côtières peu profondes, comme la Mer du Nord, l'ellipse des marées présente une forme assez dissymétrique. L'intégrale, sur une période, du courant de marée n'est pas nul; il existe donc un *courant résiduel* permanent. Dans notre région-test, on estime [Veley (1960)] que la vitesse de ce courant, responsable des processus aductifs, varie entre  $2,78 \times 10^{-2}$  et  $6,85 \times 10^{-2}$  mètre par seconde et que sa direction est sensiblement nord-est.

Dans notre région-test, on estime l'ordre de grandeur de la vitesse du courant induit par le vent comme variant entre 0,8 et 2,4 % de la vitesse de ce vent.

Comme l'a montré Ekman (1906), il existe un angle de déflexion  $\alpha$  entre la direction du vent et la direction du courant de surface qu'il induit. Cet angle vaut  $45^\circ$  dans le cas d'un océan infini mais décroît d'autant plus que la profondeur est plus faible et le vent plus fort. En fait, il dépend du rapport entre la profondeur réelle et une profondeur caractéristique qui est l'épaisseur de la tranche d'eau dans laquelle se répercute, de façon non négligeable, l'influence du frottement dû au vent.

Dans les eaux très peu profondes, toute la masse d'eau se déplace pratiquement dans la direction du vent. Dans la Mer du Nord, l'ordre de grandeur de  $\alpha$  est de  $20^\circ$  mais peut varier fortement d'un point à un autre suivant la configuration des côtes avoisinantes et la topographie des fonds.

## 2.- Mesures de courantométrie

Lors de toutes les stations des croisières 02 et 03, la courantométrie a été relevée à l'aide d'un courantomètre Bendix à rotor Savonius, prêté par le service du Professeur Wollast (U.L.B.). Pendant toute la

durée de la station, le courantomètre est immergé, à partir du bateau, à une profondeur de 5 mètres. La vitesse et la direction du courant sont enregistrées tous les quarts d'heure pendant une minute continûment.

Les résultats ont été publiés, *in extenso*, dans les *Technical Reports* 1971/02 (phys. 01) et 1971/03 (phys. 02). Cependant, il peut être utile d'en donner quelques commentaires, en prenant comme exemple la station M22 du 25-08-71.

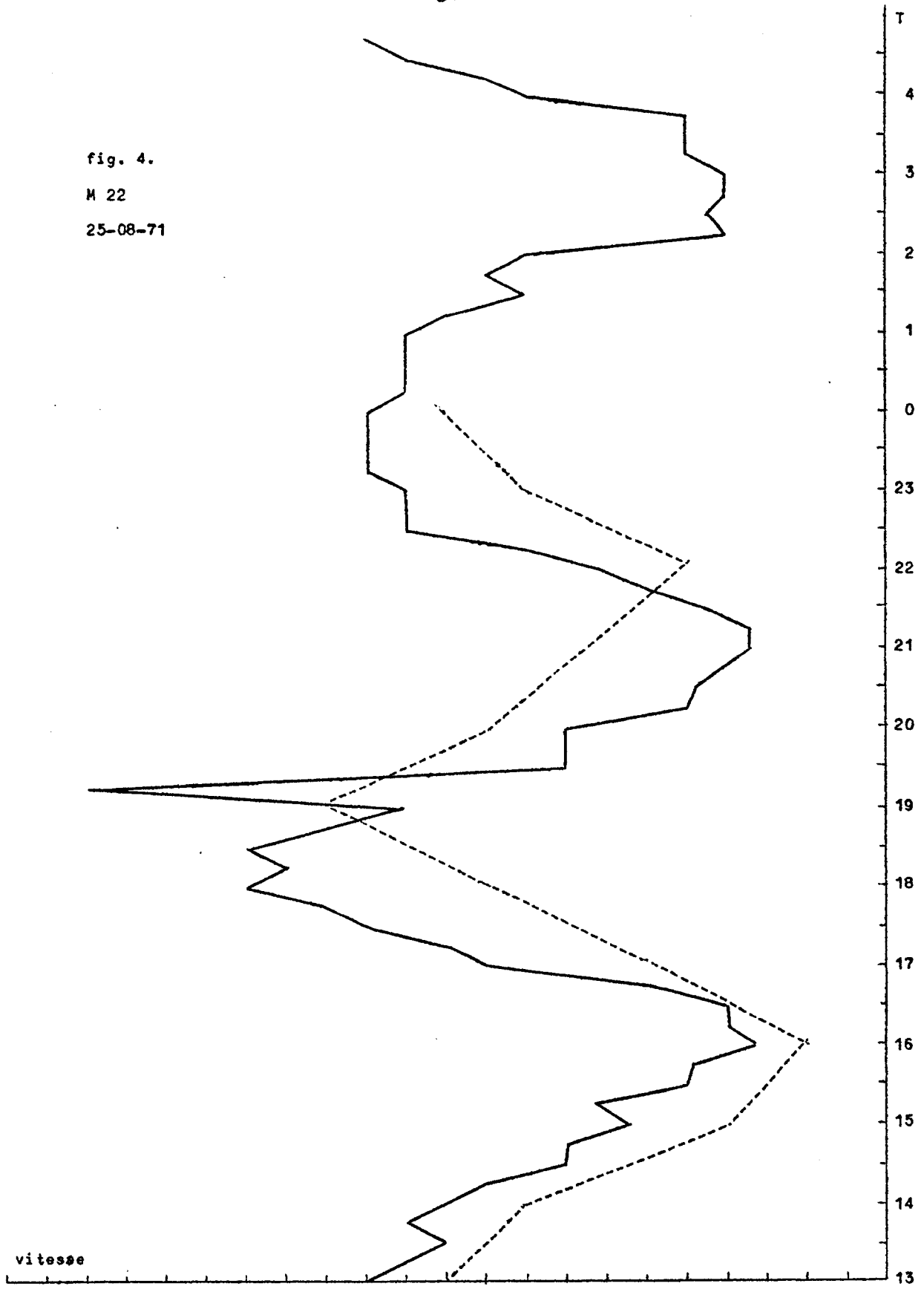
Les figures 4 et 5 donnent, en fonction du temps, respectivement la vitesse et la direction du courant. La figure 6 est un diagramme polaire donnant l'« ellipse » des marées. Dans chacune des figures, la courbe en trait plein correspond aux valeurs expérimentales, celle en pointillé aux valeurs empiriques données par les cartes marines. En outre, dans la dernière figure, les flèches indiquent, à chaque heure, la vitesse et la direction du vent.

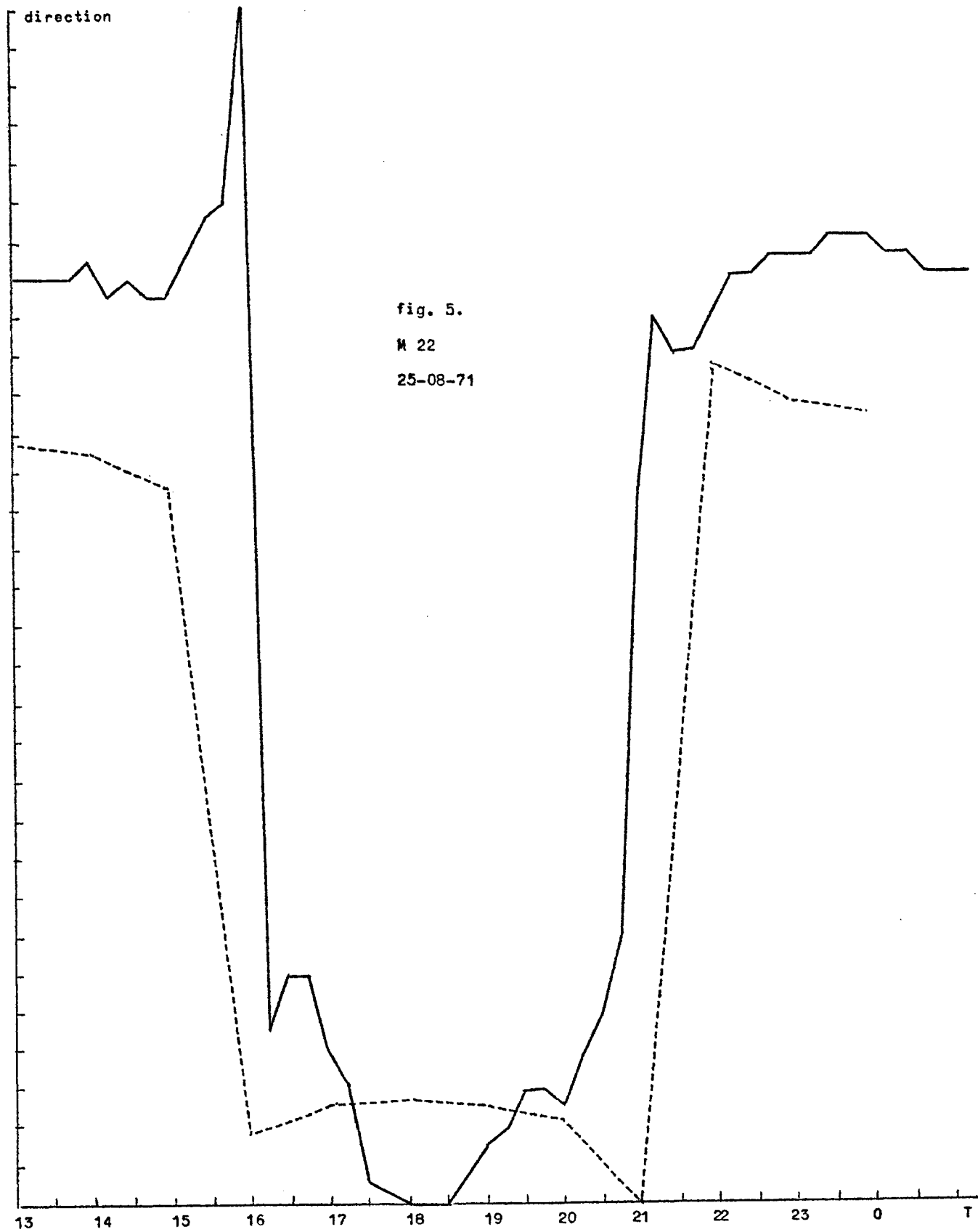
La différence entre les deux courbes s'explique aisément. D'une part, les valeurs empiriques sont données en un point de référence le plus rapproché du point de station, mais non ce point même. De plus, ce sont des valeurs moyennes sur une période de plusieurs semaines, en régime établi de vents normaux. Très utiles pour les navigateurs, elles sont cependant d'un intérêt limité pour les scientifiques. D'autre part, les valeurs expérimentales sont entachées d'erreurs systématiques : en effet, puisque l'instrument est solidaire du bateau, la mesure de la vitesse est perturbée par les mouvements ondulatoires de surface et le compas subit l'influence de la masse magnétique du bateau.

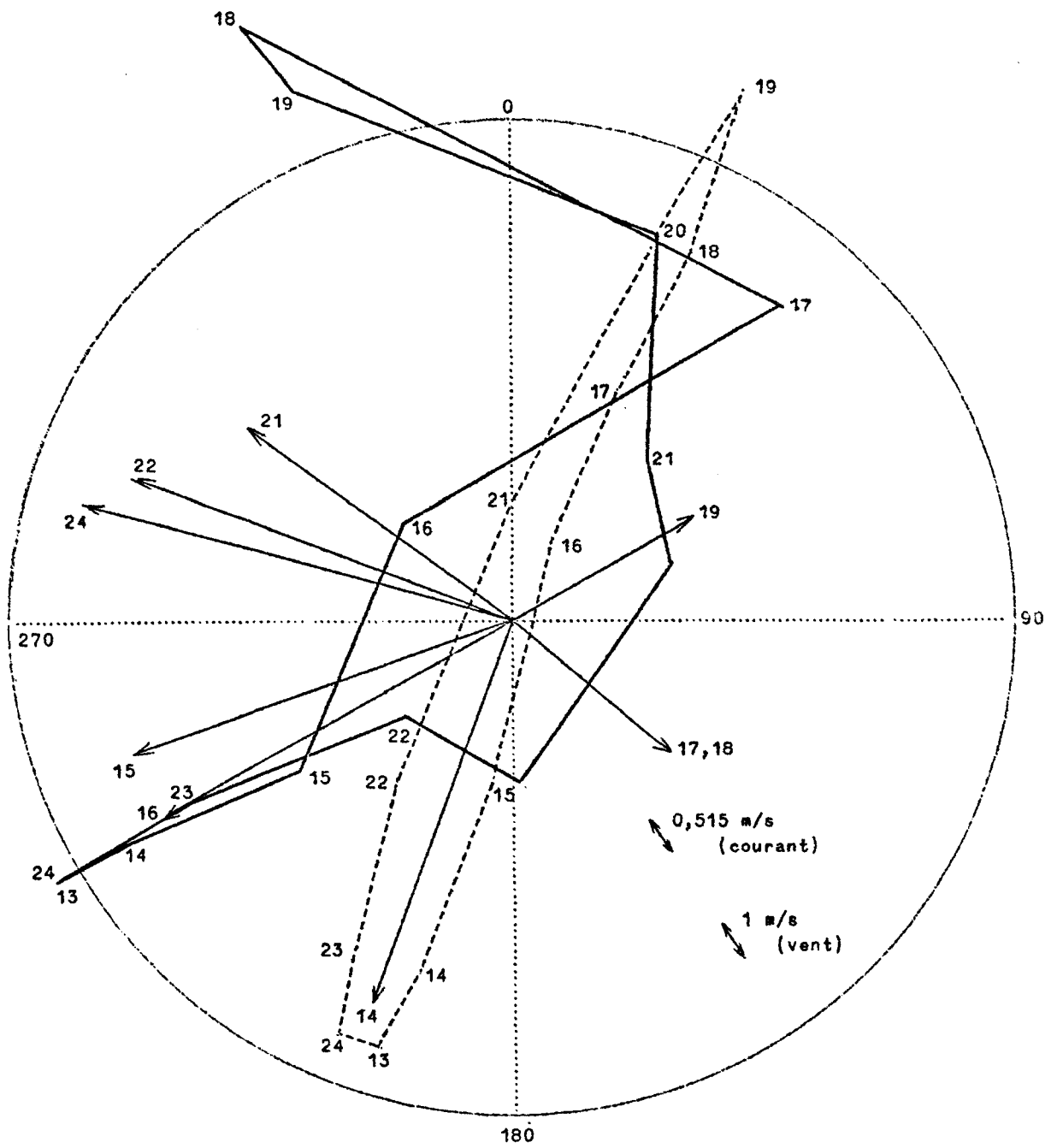
Ceci dit, il convient de souligner l'importance primordiale du vent sur l'eau. Comme il a été mis en évidence précédemment (Heaps, Ronsay), le courant induit par le vent, additionné vectoriellement au courant de marées peut modifier, d'heure en heure, la configuration prévue par les données empiriques.

Par exemple, la situation à 15 h se présente *grosso modo* comme suit : le courant mesuré (0,34 m/s, 235°) peut être considéré comme la somme d'un courant de marée (0,20 m/s, 186°) et d'un courant dû au vent (0,24 m/s, 272°). La direction de ce dernier est décalée de 22° à droite par rapport à celle du vent et le rapport vitesse du courant induit/vitesse

fig. 4.  
M 22  
25-08-71







M 22 - 25-08-71

Figure 6

du vent est de 2,45 % .

L'influence du vent sur la vitesse du courant est la plus nette à marée étale tandis que, sur la direction, elle est la plus marquée au maximum du courant. Cette dernière remarque s'explique directement par la théorie d'Ekman. En effet, plus la vitesse superficielle est grande, plus la profondeur caractéristique, qui lui est inversement proportionnelle est petite. Le rapport profondeur réelle/profondeur caractéristique en est d'autant plus grand et l'angle de déflexion plus marqué.

### 3.- Conclusions

Les résultats des mesures courantométriques relevées lors des croisières 02 et 03 sont satisfaisants. Les valeurs du courant instantané, du courant résiduel, du rapport vitesse du courant induit/vitesse du vent, de l'angle de déflexion de ce courant sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans la littérature.

Ils peuvent fournir une information intéressant les chimistes, les biologistes et les sédimentologues dans l'interprétation et la corrélation de leurs données.

Néanmoins, ils n'ont pas la précision et la rigueur qu'exigent les hydrodynamiciens. Aussi convient-il d'envisager, pour l'année 1972, des mesures courantométriques réalisées par des instruments perfectionnés, automatiques, mouillés, pendant plusieurs jours d'affilée, à un dispositif de bouées adéquat.

L'auteur remercie le professeur R. Wollast pour la part qu'il a prise dans le relevé des mesures et l'interprétation des résultats.



Références

- BÖHNECKE (G.), (1922), *Salzgehalt und Strömungen der Nordsee*, in Veröff. Inst. Meeresk. Univ. Berl. N.F.A., 10, 1-34.
- HEAPS (N.S.), (1971), *On the numerical solution of the three-dimensional hydrodynamical equations for tides and storm surges*, in Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- LEE (A.), (1970), *The currents and water masses of the North Sea*, in Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 8, 33-71.
- LEE (A.) and RAMSTER (J.), (1968), *The hydrography of the North Sea. A review of our knowledge in relation to pollution problems*, in Helgoländer Wiss. Meeresunters., 17, 44-63.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, in Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- (1971), *Mathematical Models*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 10.
- RONDAY (F.C.), (1971), *Etude de la dispersion d'un polluant en Mer du Nord*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 4.
- VELEY (V.F.C.), (1960), *The relationship between local wind and water movement in coastal waters of the British Isles*, in Proc. 1st Int. Conf. on Waste Disposal in the Marine Environment, Ed. E.A. Pearson, Pergamon Press, Oxford, 285-295.

### III. AIR-SEA INTERACTIONS

The interactions between the atmosphere and the ocean consist mainly of the exchange of mechanical energy, heat, moisture, dissolved and suspended materials between and within the lower layer of the atmosphere and the upper layer of the ocean. They govern in great part the weather changes as well as the major ocean currents. Such a global aspect of the air-sea interaction problem is not of direct interest in the study of a relatively small region, as in the scope of the Belgian National Program, where attention should be focused on smaller scale phenomena such as the local effect of the wind and the exchange of gases and chemical constituents.

In the context of the present mathematical model [Nihoul (1970, 1971)] the air-sea interaction problem consists of establishing the value of the « boundary interaction terms » and the eddy factors which appear in the various equations to be solved. In the vertically integrated equation for the horizontal velocity  $\bar{v}_h$ , there is a boundary interaction term due to the surface stress  $\tau_s$  and the bottom stress  $\tau_b$  per unit water mass

$$(1) \quad \tau_s - \tau_b = - \overline{[\hat{v}_3 \hat{v}_h]}_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

where  $v_3$  denotes the vertical velocity,  $x_3$  the vertical coordinate,  $\zeta$  and  $h$  the elevation of the mean free surface and of the bottom. An overline refers to mean value (in the K.B.M. sense) and a circumflex to fluctuating quantities. The vertically integrated equation for the concentration of a pollutant also contains boundary interaction terms

$$(2) \quad \left[ \lambda_3 \frac{\partial \rho_\alpha}{\partial x_3} - m_{\alpha,3} \right]_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

where  $\rho_\alpha$  denotes the mean (in the K.B.M. sense) of any state variable measuring the concentration of a pollutant,  $m_{\alpha,3}$  the vertical component of the « migration » flux of  $\alpha$  with respect to the water masses and  $\lambda_3$  a coefficient of vertical eddy diffusion.

The local winds govern in great part the state of the sea by generating wind (or sea) waves in the storm area. Hence, the air-sea interaction plays an important role in the determination of the eddy viscosities  $\nu_1$ ,  $\nu_2$  and the eddy diffusivities  $\lambda_1$ ,  $\lambda_2$  and  $\lambda_3$  which account for the mixing of

momentum and pollutants. Swell waves (or waves that have traveled out of the generating area) also affect the determination of the eddy factors : their influence should be considered as external data to be introduced into the model.

In the present report, the dynamical problems will be reviewed, with emphasis on the actual state of knowledge on wind stress determination. Preliminary information on the practical problem of collecting the required meteorological data which are available will also be given.

#### 1.- Description of the air-sea interaction

The wind stress acts on the water masses at the air-sea interface in a very complex way. It transfers momentum by generating surface waves, drift current, water surface setup and storm tides, and has an important influence on the transfer of heat and mass (moisture, gases, pollutants) through the air-sea boundary. Many investigations on the subject have been published but there is considerable disagreement in the numerous wind-stress data accumulated so far from field observations and laboratory studies. From the theoretical point of view, most of the mechanisms which govern wind action and wave generation remains to be found. A review of the recent theories will not be attempted here, but a description of the basic concepts and observational evidence will be given.

Measurements show that the structure of the atmospheric boundary layer -- the thick layer close to the surface of the earth resulting from the combined action of turbulent friction (affected by the density stratification of the air) and Coriolis force -- and, in particular, the distribution of wind with height, is often very irregular, due to a number of complicating factors (for more details, see e.g. Monin, 1970). The lower part of the atmospheric boundary layer is called the surface layer of air. Under simplifying conditions (statistically steady and horizontally homogeneous wind), it is characterized by the fact that the vertical momentum flux and the vertical heat and humidity fluxes remain practically constant with height; the action of the Coriolis force can be neglected. The thickness of the surface layer is tens of meters.

If  $x_1, x_2, x_3$  are the cartesian coordinates and if the  $x_1$ -axis direction coincides with that of the surface wind, the time-averaged equations of motion have the form

$$(3) \quad \frac{\partial}{\partial x_3} (\tau_{x_1 x_3} + \nu_a \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3}) = 0,$$

$$(4) \quad \frac{\partial}{\partial x_3} (\tau_{x_2 x_3} + \nu_a \frac{\partial \bar{v}}{\partial x_3}) = 0.$$

Here  $\bar{u}$  and  $\bar{v}$  are the components of the mean wind velocity,  $\nu_a$  is the coefficient of molecular viscosity of air and  $\tau_{x_1 x_3} = -\bar{u} \hat{w}$  and  $\tau_{x_2 x_3} = -\bar{v} \hat{w}$  are the components of vertical turbulent momentum flux (Reynold stresses) divided by the air density  $\rho_a$ .  $w$  is the fluctuation in vertical velocity.

Due to the choice of the  $x_1$ -axis, as the underlying surface is approached one has

$$(5) \quad \lim_{x_3 \rightarrow 0} (\tau_{x_1 x_3} + \nu \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3}) = u_*^2 = \frac{\tau_s \rho}{\rho_a}$$

$$(6) \quad \lim_{x_3 \rightarrow 0} (\tau_{x_2 x_3} + \nu \frac{\partial \bar{v}}{\partial x_3}) = 0$$

where  $u_*^2$  is some positive limit. The value  $u_*$  is called the friction velocity,  $\tau_s$  is the tangential wind stress at the underlying surface. From the remarks above, it follows that the relations (5) and (6) hold in the whole surface layer.

The effect of density stratification on turbulence decreases as the underlying surface is approached, and there is a layer, the dynamic sublayer, in which the influence of stratification can be neglected. Its thickness changes from several meters in the case of very strong hydrostatic stability or instability to very large value under neutral stratification. In the latter case, the whole surface layer can be «dynamic». Only a limited number of parameters determine the dynamic properties of the dynamic sublayer:  $u_*$ ,  $\nu$  and the roughness parameters of the underlying surface, first of all the mean height of roughness  $h_s$  which, above the sea, depends on the wave heights at the sea surface. For  $h_s \leq \frac{\nu}{u_*}$ , the roughness does not affect the structure of the sublayer and the underlying surface is called dynamically

smooth. In this case which only occurs with very light wind, viscous forces dominate in (5), (6), very close to the surface, in the so-called viscous sublayer. For  $h_s \gg \frac{\nu}{u^*}$ , the turbulent stresses dominate and the underlying surface is called dynamically rough (the land surface is always such).

For  $x_3 \gg \frac{\nu}{u^*}$ ,  $h_s$ , the dynamic parameters of the sublayer are determined by moderately small scale turbulence and depend only upon the friction velocity  $u^*$ . Dimensional arguments show that

$$(7) \quad \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3} = \frac{u^*}{\kappa x_3}$$

where  $\kappa$  is the von Karman constant for which measurements in this layer give a value about 0.4. By integration, one gets the well-known logarithmic profile

$$(8) \quad \bar{u}(x_3) = \frac{u^*}{\kappa} \ln \frac{x_3}{\eta}$$

where the constant  $\eta$  is the « roughness length » or « dynamics roughness » which defines the virtual origin of the logarithmic velocity profile and does not depend upon  $x_3$  (nor upon the stratification). The law (8) has been verified in most oceanic observations near (but not very close to) the water surface. Above the sea,  $\eta$  depends on a number of factors such as the average wave height, but mainly on the local wind field. In coastal regions, the transition in wind regime (above land and above sea) and the modification of the wave properties by important depth effects can introduce additional complications. The determination of the roughness length  $\eta$  is intimately connected with the estimation of the drag coefficient  $C_{x_3}$  (dimensionless), which is defined as the ratio of the turbulent stresses  $\rho_a u^{*2}$  to  $\rho_a \bar{u}^2$ . One has

$$(9) \quad C_{x_3} = \frac{\tau_s \rho}{\rho_a \bar{u}(x_3)^2} = \frac{\kappa^2}{\left(\ln \frac{x_3}{\eta}\right)^2}$$

$x_3$  being a convenient height which is usually taken to be 10 meters above the mean water level. As  $\tau_s$  occurs in equation (1) of the mathematical model, the determination of  $C_{10}$  is of considerable importance.

A related problem is to establish which portion of the surface wave spectrum supports the bulk of the wind stress, under given wind conditions and hence characterizes the roughness of the surface. The importance of the

short gravity waves and the capillary waves (or ripples) on the transfer of momentum from the wind to the waves has been demonstrated clearly. According to Phillips (1966), the momentum flux to the longer waves (whose phase velocity  $c$  is larger than  $5 u^*$ ) is always a small fraction ( $\approx 10\%$  at most) of the total momentum transfer to the water surface. Shorter waves with steeper faces, rather than longer waves with flatter shapes cause the drag resistance to air flow.

Many authors distinguish three boundary layer flows : aerodynamically smooth flow, transition flow and aerodynamically rough flow. For a wind speed  $U_{10}$  less than  $3 \text{ m/s}$ , the flow is aerodynamically smooth. There is a thin viscous sublayer near the sea surface and the excitation of very short gravity waves is the dominant mechanism at very light wind. As the steepness of the short gravity wave increases, the crests become sharper, which gives rise to capillary waves ahead of the disturbance. The surface roughness is then constituted by ripples, with steeper faces than the gravity waves. For wind velocities  $3 \text{ m/s} < U_{10} < 10 \text{ m/s}$ , the flow is in the transition region. White caps appear near the upper wind velocity limit of this region. For  $U_{10} > 10 \text{ m/s}$ , the flow is aerodynamically rough. The viscous sublayer is disrupted by surface roughness (which depends mainly on the short waves) and flow separation from the roughness elements (the short waves) occurs. After the occurrence of wave breaking, the surface roughness is constituted by the basic short gravity waves which receive momentum from the wind stress. Recent studies (Mollo-Christiensen, 1970) suggest that wave generation is intermittent and takes place as a hierarchy of strong non-linear interactions between capillary and gravity waves of different wave length. As shown theoretically by Longuet-Higgins (1969), the ripples still play an important role in supporting the wind stress and transmitting it to the larger dominant waves in the form of a tangential stress unevenly distributed at their crest. At very high wind velocity, wave breaking and whitecaps are very frequent. Momentum is transferred from high frequency components to low frequency waves so that capillary and short waves still play an important role. The effect of the shorter waves at all wind velocities explains in particular the modification of the air-sea exchange when a slick covers the water surface (see below).

## 2.- Wind stress evaluation

On the basis of a compilation of many recent studies, we suggest the following approximation formulae for the drag coefficient

breeze :  $U_{10} \leq 1 \text{ m/s}$  ,

$$(10) \quad C_{10} = 1.25 \ U_{10}^{-\frac{1}{5}} \cdot 10^{-3} ;$$

light wind :  $1 \text{ m/s} < U_{10} < 16 \text{ m/s}$  ,

$$(11) \quad C_{10} = 1.4 \cdot 10^{-3} ;$$

strong wind :  $U_{10} \geq 16 \text{ m/s}$  ,

$$(12) \quad C_{10} = 2.6 \cdot 10^{-3} .$$

For  $U_{10}$  larger than 30 m/s , there is little available data. In hurricanes, values ten times larger than (11) have been reported, but the observations lack accuracy. The empirical formulae (10), (11), (12) are rather approximate and should be used with much care. In particular, in all experiments value (11) has a very large standard deviation, due mainly to the strong influence of the stability conditions. Indeed, under very stable or unstable thermal stratification, the thickness of the dynamic sublayer is smaller than 10 meters so that the logarithmic velocity profile (8) entering in (9) should be corrected. Also, the wind fetch (length of the wind field) and duration add to the dispersion of the drag coefficient values. Many investigators (e.g. Wu, 1969) have suggested that  $C_{10}$  increases with wind velocity (as  $U_{10}^{\frac{1}{2}}$ ) in the range (11). However, this law was established by comparing a great number of experimental investigations without attempting to examine their respective accuracy. More careful experiments using only thrust, sonic or hot-wire anemometers on stable platforms or stabilized buoys (e.g. Smith, 1970) suggest that the simpler law (11) is more relevant. In the range (12), the stability conditions have less influence and, as the standard deviation is smaller, the estimated value (12) is more reliable. In conclusion, the values (10)-(12) of the drag coefficient have relatively good accuracy, but could be slightly modified in the course of the elaboration of the model. They are, anyhow, more realistic than in most mathematical models used so far (e.g. Hansen, 1966; who used  $C_{10} = 2.6 \cdot 10^{-3}$  for all wind speeds).

Very few studies have been made to take into account the effect of rainfall on the drag coefficient. Acting similarly to sea spray, a heavy rainfall appears capable of increasing considerably the wind stress on the sea surface.

Caldwell and Elliott (1971) have shown recently that the additional stress produced by rainfall  $\tau_R$  obeys approximately the relation  $\rho_R = 1.6 R U_{10}^{-1} \rho_s$ , if the rainfall rate  $R$  is in cm/h and  $U_{10}$  in m/s and if  $C_{10} = 1.2 \cdot 10^{-3}$ . Thus, a rain of several centimeters per hour in winds of several meters per second could produce stresses comparable in magnitude to the wind stress.

Emphasis was given above on the effect of capillary waves on the wind wave generation and thereby on the wind stress  $\tau_s$  in order to reveal more clearly the effect of the presence of an oil slick on the water surface. Such an artificial slick (e.g. soap, detergent or oil) reinforces the damping effect of viscosity on the waves and modifies the surface tension of the fluid. As a consequence, capillary and very short waves cannot develop so easily, which explains the smooth aspect of oil slicks on the sea surface. A much stronger wind is needed to induce the appearance of wind waves. As the surface remains aerodynamically smooth for larger wind velocity, the validity of the drag coefficient estimation (10) should be extended to a much large range, up to about  $U_{10} = 6$  m/s. Under moderate wind, the drag coefficient should be approximated by the formula

$$\text{moderate wind : } 6 \text{ m/s} < U_{10} < 14 \text{ m/s} ,$$

$$(13) \quad C_{10} = 1.1 \cdot 10^{-3} .$$

Again, this is only a rough approximation and many factors, such as the extension of the surface slick, have a considerable influence (e.g. Van Dorn, 1953). No data have been found so far for the case of higher wind velocity.

Wind action on the sea produces, via friction, a so-called drift current in the upper layer of the sea. Wind generated currents have been studied theoretically for a long time, particularly since Ekman's work on the subject. However, it appears that the observational evidence is conflicting so that, again, no definitive theory can be used. The direction of the drift currents differs generally from the direction of the tangential wind stress by an angle of  $\sim 0(15^\circ)$  to the right of it, depending on many factors such as the water depth, the presence of coasts, the wind speed, ... The velocity



of this current is generally one order of magnitude less than the friction velocity  $u^*$ . From observations made at five lightvessels in the southern North Sea and eastern English Channel, Veley (1960) found in fact that the angle of deflection between wind and current was usually less than  $20^\circ$ , though it changed with the direction of the wind owing to the presence of nearly coasts and submarine topography which is very important in such shallow water. He also found that the speed of the drift currents range from 0.8 to 2.4 % of the wind speed. In the scope of the present mathematical model, however, such observations can only be used to adjust and check the different parameters of the model. Wind drift currents will be calculated numerically, using the wind stress value as input data.

### 3.- Geostrophic wind

In principle, it is possible to deduce the surface wind from the geostrophic wind which is calculated from the field of atmospheric pressure. Under steady conditions, the wind velocity at the ground or sea surface (say  $U_{10}$ ) can be deduced from the geostrophic wind  $U_g$ , knowing the latitude and the frictional forces due to turbulence in the atmospheric boundary layer, depending upon surface roughness and stability conditions. A few empirical relations has been suggested but the scatter of the observations is very large. Over the oceans at our latitude, the mean angle between  $U_g$  and  $U_{10}$  is approximately 15 degrees; the value of the ratio of their magnitude is about 0.65 (e.g. Roll, 1965). However, the spread about these mean values is very large (the presence of lands has also some importance). A convenient practical procedure is to fit best a polynomial relation between  $U_{10}$  and  $U_g$  at a given site, using as much data as possible. As an example, let us mention the work of Smith (1970) who used this method for a coastal site of the East Coast of Canada (latitude  $44^\circ$ ). He found that the average deviation of  $U_{10}$  was  $28^\circ$  to the left of the geostrophic wind, with standard deviation  $8^\circ$ . Also,

$$(14) \quad U_{10} = 4.8 \text{ m/s} + 0.4 U_g$$

with standard deviation 2.1 m/s. However, the conclusion of his computation is that direct measurements of  $U_{10}$  are much more reliable, in particular because the geostrophic wind can hardly be determined with the necessary

accuracy. When the isobars are strongly curved, gradient winds are used instead of geostrophic winds, which brings in additional uncertainties. Some work has also been done to take into account the time variation of the pressure gradients.

The calculation of the surface wind from the geostrophic wind is mainly of interest when there is no direct information on the wind direction and strength over the sea surface, but this is not the case of the region under study in the Belgian National Program (see below). In some cases, however, this procedure could be useful. The best example is when, for some reason (e.g. accidental oil slick on the sea surface), a forecasting is needed. As the recorded wind data provide no informations of the expected meteorological evolution, the use of the weather forecasts (made up to 72 hours in advance) could provide an at least rough indication of the evolution of the pressure field and thereby of the expected geostrophic and surface wind. Though very unusual, such circumstances might be important and the possibility of using the meteorological prediction charts should be kept in mind. Wind and pressure data for the test region will be accumulated in order to establish an empirical relation analogous to (14). Such a procedure will not, however, be used currently (even in a latter stage of the model), but only when forecasting is needed.

#### 4.- Bottom stress evaluation

Though the bottom stress evaluation is not directly related to the air-sea interaction problem, there is a parallelism between wind and bottom effect, both in the physical aspect (turbulent boundary layer) and in the way they enter into the mathematical model [see equation (1)]. Thereby, the subject will be mentioned briefly.

The frictional force on the sea bed is often given in the form, similar to (9),

$$(15) \quad \tau_b = k \rho V_b |V_b|$$

where  $V_b$  is the mean current measured at a specified height above the bottom,  $\rho$  the water density and  $k$  the friction coefficient. Dimensional analysis can be made in a similar way as for the atmospheric boundary layer, and a region of constant Reynolds stress can be defined; expression (15) follows.

Comparison with observations leads to an empirical value for the coefficient  $k$ . Again, there is a dependence on the bottom roughness, the bottom material, the degree of turbulence, the presence of suspended sediments, the depth, ... In the present mathematical model, however, only the vertically integrated mean velocity  $V$  is considered. Still, one usually assumes that the bottom stress is proportional to the squared integrated velocity. It also depends upon the many factors listed above so that only empirical formula can be used. It is generally assumed that

$$(16) \quad \tau_b^{(1)} = r \frac{V |V|}{(h + \zeta)^2}.$$

According to Hansen (1962), a value  $r = 3 \cdot 10^{-3}$  is applicable in estuaries and in open seas as well as in the ocean. Such a value will be used first and eventually adjusted in the elaboration of the model. It has been noted indeed by Leendertse (1967) that, as the exact expression of the friction coefficient must be established in an iterative manner by comparing computed results with actual field measurements, the coefficients used were in fact influenced by the grid size, the time step and the approximations in the numerical model. This problem becomes a problem of numerical analysis and goes beyond the scope of the present report.

It should be mentioned that in case of zero or negligible volume transport of water (e.g. in case of opposite action of wind and tides), there is still a stress exerted by the bottom. It has been suggested (e.g. Groen and Green, 1962) to add to formula (16) a term proportional to the wind stress, of the form

$$(17) \quad \tau_b^{(2)} = -m \tau_s$$

where  $m$  is a factor much smaller than unity to be determined experimentally and numerically. This allows to rewrite (1) in the form

$$(18) \quad \tau_s - \tau_b = \tau_s(1 + m) - \tau_b^{(1)}.$$

It is easier not to consider  $\tau_b^{(2)}$  or  $m$  (which is very small) but to allow for an eventual ajustement of the drag coefficient included in the expression for  $\tau_s$ .

5.- Available meteorological informations

A preliminary list of the existing meteorological stations in or near the border of the region under study has been established. Most available informations are taken from anchored ships (lightvessels) or coastal stations. The approximate location of the stations which are operational now and whose informations are regularly received by the *Régie des Voies aériennes* is represented in Figure 7.



Fig. 7. Location of a few existing meteorological stations (\* refers to lightvessels, © to coastal stations).

Most of these meteorological observations at sea are taken from lightvessels. This has many disadvantages as compared with measurement taken from platforms or moored buoys. First of all, the ships are exposed to the action of the waves. The resulting pitching and rolling motion introduces large uncertainties in the measurements. In particular the readings of cup anemometers are increased so that the measured wind is larger than the real wind. Secondly, the body of the ship causes a considerable disturbance of the air and water flow, and forms a source of convective and radiative heat. The errors due to these factors are very difficult to estimate as they depend upon the ship, the location, the wind speed and the sea state. As an example, it has been reported by Roll (1965) that the mean wind speed (average over 10 minutes) at sea under fair conditions is estimated to be about  $\pm 5^\circ$  in direction and  $\pm 0.5$  m/s in speed. Under bad conditions, the maximum error may reach  $\pm 15^\circ$  and  $\pm 2.5$  m/s. To get more accurate informations, fixed constructions or stabilized buoys should be used. Measurements made from lightvessels or anchored ships are however much more reliable than those made from ships under way, as the disturbance caused by a moving ship is more important. Another factor to be considered in handling data is the reliability of the instruments and the quality of the people who make the experiments. Clearly, informations emitted by ships which are not especially equipped for meteorological purposes (as merchant ships) are only of little interest. Among the possible sources of data, the ships of the Belgian Navy should also be mentioned. In particular, the research vessel *Mechelem* is equipped for meteorological purpose and, when anchored, can play the role of a supplementary (but itinerant) lightvessel.

As emphasized above, observations made from platforms, tower or moored buoys are more reliable. A few Belgian buoys will be operated on rather soon as three buoys will be used in the pollution program. Another one is being built by meteorologists. The latter one will possibly be set near the West Hinder lightvessel. Other stations are being built by the neighbouring countries.

No report will be made here on the parameters which are being measured in all these stations nor on the frequency of observations, but the situation

seems satisfactory. All informations will be transmitted *via* the *Régie des Voies aériennes* and used as input data of the mathematical model. Preliminary analysis of a few meteorological data indicates a large variability of the wind speed and direction within the test region so that the maximum number of available observations should be used. On the other hand, the atmospheric pressure seems rather uniform (only a few mb of difference). More information is needed before drawing any conclusion on eventual simplification of the model (e.g. by neglecting the atmospheric pressure effects).

#### 6.- Conclusion

In this report, the boundary interaction terms entering into the purely dynamical equations of motion of the mathematical model have been reviewed. Preliminary formulation based on recent work is suggested as a basis for the use in the numerical model. Fitting of the values of the parameters will be made in a later stage, by comparing observations and numerical simulation. The amount of available meteorological data appears already promising for handling the dynamical air-sea interaction problem, and will increase in the following year.

No mention has been made of the chemical aspect of the air-sea interaction problem which is important in the modelling of the pollution problem. A review of the actual state of knowledge will be attempted in a forthcoming paper.

#### References

- CALDWELL (D.R.) and ELLIOTT (W.P.), (1971), *Surface stress produced by rainfall*, in *J. Phys. Oceanog.*, 1, 145-148.
- GROEN (P.) and GROVES (G.W.), (1962), *Surges*, in *The Sea*, vol. I, (M.N. Hill, ed.), Wiley (Interscience), New York.
- HANSEN (W.), (1962), *Tides*, in *The Sea*, vol. I (M.N. Hill, ed.), Wiley (Interscience), New York.

- LEENDERTSE (J.J.), (1967), *Aspect of a Computational Model for Long-period Water Wave Propagation*, Ph. D. Thesis, Technische Hogeschool, Delft.
- LONGUET-HIGGINS (M.S.), (1969), *Action of a Variable Stress at the Surface of Water Waves*, in *Phys. Fluids*, 12, 737.
- MOLLO-CHRISTIENSEN (E.), (1970), *Observations and Speculations on Mechanics of Wave Generation by Wind*, M.I.T., Report n° 70-2, March 1970.
- MONIN (A.S.), (1970), *The Atmospheric Boundary Layer*, in *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 2, pp. 225-250.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'Environnement physique et biologique, Report N1.
- (1971), *Mathematical Model*, Proc. ICES, Meeting on Pollution in the North Sea, Lowestoft, March 25-26, 1971.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Liège, May 3-8, 1971.
- PHILLIPS (O.M.), (1966), *The Dynamics of the Upper Ocean*, Cambridge University Press.
- ROLL (H.U.), (1965), *Physics of the Marine Atmosphere*, Academic Press, New York.
- SMITH (S.D.), (1970), *Thrust-Anemometer Measurements of Wind Turbulence, Reynolds Stress and Drag Coefficient over the Sea*, in *Geophys. Res.*, 75, 6758-6770.
- VAN DORN (W.G.), (1953), *Wind Stress on an Artificial Pond*, in *J. Marine Res.*, 12, 249-276.
- VELEY (V.F.C.), (1960), *The Relationship between Local Wind and Water Movement in Coastal Waters of the British Isles*, Proc. 1st Int. Conf. on Waste Disposal in the Marine Environment, Ed. E.A. Pearson, Pergamon Press, Oxford, 285-295.
- WU (J.), (1969), *Wind Stress and Surface Roughness at Air-Sea Interface* *J. Geophys. Res.*, 74, 444-455.

#### IV.- Dynamique des suspensions

L'objet de ce rapport est l'étude des particules en suspension dans la mer. Celles-ci sont advectées et brassées par les mouvements de la mer mais en sus elles sédimentent, c'est-à-dire qu'elles migrent verticalement à travers la masse d'eau. Elles se déposent sur le fond mais peuvent éventuellement être remises en suspension par le brassage turbulent de l'eau.

Dans le cadre du modèle mathématique [Nihoul (1970, 1971)], notre premier objectif est de formuler le terme de migration verticale  $\overline{m}_3$  qui apparaît dans les équations tridimensionnelles et d'explicitier la « tension » de fond

$$\left[ \lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho}_\alpha}{\partial x_3} - \overline{m}_{\alpha,3} \right]_{x_3=-h}$$

intervenant dans le modèle bidimensionnel (intégré sur la profondeur).

Si l'on définit  $v_s$  comme la vitesse limite de sédimentation (vitesse maximum de sédimentation, atteinte après un temps assez court en eau de mer immobile), le terme de migration verticale pourra se mettre sous la forme

$$(1) \quad \overline{m}_{\alpha,3} = - \overline{\rho}_\alpha v_s .$$

Il convient de remarquer que la vitesse de sédimentation ne peut être définie que pour une « famille » de particules. Elle dépend, en effet, de la géométrie et de la densité de la particule.

En ce qui concerne les suspensions retrouvées en Mer du Nord, leur diamètre effectif étant très faible ( $< 60 \mu$ ), leur chute sera lente (de l'ordre de  $10^{-2}$  cm/s). En conséquence, la loi de Stokes devrait être applicable [Leliavsky (1961)] soit :

$$(2) \quad v_s = \frac{2}{9} \frac{\gamma_\alpha - \rho}{\nu} a^2 .$$

où  $\gamma_\alpha$  représente la masse spécifique de la particule, c'est-à-dire le rapport de la masse de la particule à son volume<sup>(1)</sup>,  $\rho$  la masse spécifique de

(1) Si l'on définit  $c_\alpha$  comme le rapport de la somme des volumes des particules contenues dans un volume d'eau à ce volume d'eau ( $c_\alpha$  sera la concentration volumique des particules dans l'eau), alors

$$\gamma_\alpha = \frac{\rho_\alpha}{c_\alpha} \quad \text{et l'équation de Stokes pourra s'écrire} \quad v_s = \frac{2}{9} \frac{c_\alpha^{-1} \rho_\alpha - \rho}{\nu} a^2 .$$



l'eau de mer et  $\nu$  la viscosité cinématique de l'eau,  $a$  est défini comme étant le rayon effectif de la particule.

Il reste néanmoins que le terme « rayon effectif » est peu clair (les particules sont rarement sphériques). Il serait donc plus prudent de déterminer expérimentalement la vitesse de sédimentation limite de chaque type de particules.

Selon Sayre (1969), la « tension » de fond peut se mettre sous la forme

$$(3) \quad \left[ \lambda_3 \frac{\partial \bar{\rho}_\alpha}{\partial x_3} + \bar{\rho}_\alpha v_s \right]_{x_3=-h} = -\beta M + \alpha [\bar{\rho}_\alpha v_s]_{x_3=-h},$$

$\alpha$  et  $\beta$  étant deux coefficients variant entre 0 et 1.  $\alpha$  représente le coefficient d'absorption des particules par le lit; il est égal à la probabilité que possède une particule sédimentant de rester sur le lit.  $\beta$  est un coefficient de vitesse d'entraînement défini de telle façon que  $\beta \Delta t$  soit la probabilité que possède un certain type de particule déposée sur le lit d'être entraînée dans l'eau après un court intervalle de temps  $\Delta t$ .  $M(x_1, x_2, t)$  est la masse de sédiments stockée par unité de surface sur le lit.

Si on néglige les interactions et les sources internes afin de mettre le phénomène de sédimentation en évidence, on peut écrire l'équation d'évolution de la concentration intégrée  $R_\alpha$  sous la forme :

$$(4) \quad \frac{\partial R_\alpha}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_1} \lambda_1 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \lambda_2 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_2} + \beta M - \alpha v_s \rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t).$$

Nous disposons en outre de l'équation de conservation de la masse des sédiments déposés sur le lit :

$$(5) \quad \frac{\partial M}{\partial t} = \alpha v_s \rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t) - \beta M(x_1, x_2, t).$$

Enfin la conservation de la masse totale à la fois pour les matières en suspension et pour les sédiments s'écrit :

$$(6) \quad \iint_D R_\alpha dx_1 dx_2 + \iint_D M(x_1, x_2, t) dx_1 dx_2 = \pi(t)$$

où  $\pi(t)$  est la masse totale de particules contenues dans le domaine  $D$  étudié, à l'instant  $t$ .

En supposant connus les paramètres  $\lambda_1$ ,  $\lambda_2$ ,  $\beta$ ,  $\alpha$  et la concentration  $\rho_\alpha$  au fond, les équations (4) et (5) permettent de résoudre le système.

L'équation (6), issue de la somme de (4) et (5), ne peut servir que de vérification de l'exactitude ou de la précision des calculs.

Sayre a résolu ce problème dans le cas des rivières (écoulement bidimensionnels en  $x_1$  et  $x_3$ ) ceci pour différentes valeurs de  $\alpha$  et  $\beta$  comprises entre 0 et 1.

Les cas limites sont particulièrement développés par Hutlu Sümer (1971) :  
 $\alpha = 0$  et  $\beta = 1$  : aucune particule ne se dépose et tous les sédiments sont remis en suspension ;

$\alpha = 1$  et  $\beta = 0$  : toutes les particules sédimentent et sont absorbées par le lit, il n'y a pas d'entraînement de particules du fond dans l'écoulement ;

$\alpha = 0$  et  $\beta = 0$  : le lit se comporte comme une barrière réfléchissante.

Sayre et Hutlu Sümer utilisent à cette fin la méthode des moments d'Aris qui ne demeure valable que si :

1) les coefficients tels que  $\lambda$ ,  $v_s$ ,  $\alpha$  et  $\beta$  ainsi que  $v$  ne varient pas de façon significative avec la concentration de suspension ;

2) les conditions initiales du problème peuvent être raisonnablement approximées comme une source instantanée de suspension qui seront uniformément réparties sur une section ;

3) le domaine d'étude peut être approximé par un écoulement uniforme à deux dimensions.

En réalité, seule la première hypothèse est impérative. Or, étant donné la faible concentration en suspensions rencontrée en Mer du Nord (de 10 à 100 mg/l), cette première condition est toujours vérifiée.

Le problème le plus difficile est donc la connaissance des différents coefficients intervenant dans les équations.

Etude des coefficients et paramètres  $\lambda_1$ ,  $\lambda_2$ ,  $\lambda_3$ ,  $v_s$ ,  $\rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t)$ ,  $\alpha$  et  $\beta$

#### 1.- Les coefficients de diffusion turbulente des particules

Ils ont été définis par Elder [cf. Graf (1971)] tels que

$$(7) \quad \lambda_i \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_i} = - \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_i} .$$

Bowles et al.[cf. Bowden (1962)] trouvent dans la Manche des valeurs de

$$\lambda_1 \sim 18 \text{ m}^2/\text{s}$$

$$\lambda_2 \sim 1,1 \text{ m}^2/\text{s}$$

pour des courants moyens de 5,15 m/s . Ils attribuent les valeurs élevées de ces coefficients à l'effet de cisaillement associé au gradient vertical de vitesse dans les courants de marée.

## 2.- Les paramètres $\lambda_3$ et $\rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t)$

$\rho_\alpha$  au fond est une condition aux limites nécessaire. Il peut être soit mesuré, soit approché par une relation le liant à d'autres paramètres physiques.

Le terme  $\lambda_3$  n'intervient pas directement dans nos équations. Cependant, sa connaissance permettrait de déplacer le problème de la connaissance de  $\rho_\alpha$  au fond par celle du gradient de concentration près du fond. En effet, par définition

$$[\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_3} + \overline{\rho_\alpha v_s}]_{x_3=-h} = \alpha [\overline{\rho_\alpha v_s}]_{x_3=-h} - \beta M .$$

D'après Bowden,  $\lambda_3$  serait de l'ordre de  $1 \text{ m}^2/\text{s}$  sur le fond. Sa valeur serait sensiblement le double en surface.

## 3.- Vitesse de sédimentation

Nous citerons quelques ordres de grandeur donnés par Mc Cave (1970).

Diamètre en	8	10	12	14	16	18	20
Vitesse $v_s \times 10^5 \text{ m/s}$	1,8	2,8	4,1	5,5	7,2	9,2	11,3

Postma et Sheldón (cf. Mc Cave) donnent une valeur moyenne pour  $v_s$  de  $4 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$  avec une valeur maximum de  $10^{-4} \text{ m/s}$  . Ces valeurs sont données pour des particules de densité  $1700 \text{ kg/m}^3$  .

#### 4.- Les coefficients $\alpha$ et $\beta$

L'absorption par le lit et la remise en suspension des sédiments sont déterminées par l'état de la couche limite sur le fond et devraient pouvoir être reliées aux tensions de cisaillement exercées sur le fond.

Il apparaît [d'après Mc Cave (1970, 1971)] que le processus de dépôt peut cesser totalement pour une valeur critique de la vitesse de cisaillement  $u_* = 1,5 \cdot 10^{-2}$  m/s .

Dans la partie sud de la Mer du Nord, l'effet le plus important des vagues a lieu 10 à 20 % du temps et induit des vitesses maximum près du fond de 0,3 à 0,4 m/s . Il semblerait donc que les suspensions déposées soient remises en suspension uniquement par l'effet des vagues pendant 10 à 20 % du temps.

C'est une combinaison de l'effet des vagues et des courants de marée sur le fond qui détermine la valeur des coefficients  $\alpha$  et  $\beta$  pour un type donné de suspension.

Le déplacement des particules sur le fond devrait également intervenir dans la mesure où il modifie la nature du sédiment remis en suspension après un certain temps suivant son dépôt. Cependant, pratiquement, ce phénomène est négligeable car les vitesses de transport sur le fond sont très faibles et n'ont d'influence que sur une échelle de temps considérablement plus grande que celle que nous considérons.

#### Conclusion

Il est nécessaire de connaître au même instant la répartition des concentrations et celle des vitesses.

Les marges d'erreur doivent être indiquées dans toutes les mesures.

Dans toutes les études modernes sur la dynamique des sédiments en suspension apparaît la vitesse de sédimentation  $v_s$  . Il est donc important :

- soit de déterminer directement ce paramètre ;
- soit de mesurer à la fois le diamètre effectif de ces particules et leur masse spécifique.

L'établissement d'un relevé des fonds par l'intermédiaire d'un boomer permettrait de connaître la nature des sédiments en place et d'approximer le terme  $M$  (masse des sédiments en place par unité de surface).

Enfin, des études du mouvement des sédiments par l'intermédiaire de marqueurs faciliteraient beaucoup la description du phénomène et l'établissement du modèle mathématique.

#### Références

- BOWDEN (K.F.), (1962), *Turbulence*, in *The Sea*, London, pp. 802-825.
- GRAF (W.H.), (1971), *Hydraulics of Sediment Transport*, Mc Graw-Hill, New York.
- LELIAVSKY (S.), (1961), *Précis d'hydraulique fluviale*, Dunod, Paris.
- MC CAVE, (1970), *Deposition of fine grained suspended sediment from tidal currents*, in *J. of Geophys. Res.*, vol. 75, n° 21.
- (1971), *Wave effectiveness at the sea bed and its relationship to bedforms and deposition of mud*, in *J. of Sedimentary Petrology*, vol. 41, n° 7, pp. 89-96.
- HUTLU SÜMER, (1971), *Quatorzième congrès de l'association internationale de recherches hydrauliques*, Sujet A5, pp. 33-35 ; Sujet A10, pp. 77-85.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Mathematical Model*, in *Proc. ICES - Meeting on pollution in the North Sea*, Lowestoft, March 25-26, 1971.
- SAYRE, (1969), *Dispersion of soft particles in open channel flow*, in *J. of Hydraulics Division*, May 1969, pp. 1010-1038.

## V. POLLUTION PROBLEMS IN SEDIMENTS

In the study of the sediments attention is focused on the finer fractions, in other words those particles that can be transported as a suspension, for following reasons:

- they are a direct contribution to the pollution, as they are largely responsible for the turbidity of water
- after sedimentation they form mud deposits, which can have a considerable influence on the bottom faunas
- they form a chemically hyperactive fraction by the presence of clay minerals and organic matter. These have a large sorbing capacity due to their chemical composition as well as to their large specific surface.

The group will try to solve the problem under study by three approaches.

### A. Source and displacement of the suspended material

Theoretically the suspended material in the Southern North-Sea can originate from:

1. Terrestrial contribution through estuarier rivers and coastal erosion, to which should be added artificial dumpings and down-pours.
2. Marine currents, where the northerly oricuted channel current is of utmost importance.
3. Atmospheric origin, whereby dust is mainly brought from the West.
4. Local erosion from the seafloor, consisting mainly from resuspension during storms of the material deposited in calmer periods.

This problem was studied by sampling the fixed points for percentage suspended material and the granulometric, mineralogical and chemical composition.

However, as the cruises take place only in relatively calm weather, no measures will be available during the stormier periods; in these occasions a daily sample will be taken from the West-Hinder.

We hope to be able to determine differential characteristics of at least some sources, so as to be able to determine the trans-locations of the material.

B. Sedimentation and secondary erosion of the suspended material

In a model of the movements of the suspended particles one can assume that every particle is brought from its origin X to its final sedimentation site Z by currents. But, under the influence of the variations of the currents and wave energy the particles sedimented at  $Y_1$  will be subject to renewed erosion and will resediment at  $Y_2$ , and so on.

In the first place we need more information about the sedimentation velocity of the particles. The particles do not sediment individually, but form large flakes which are considered as particles ranging from  $8\mu$  to  $16\mu$ . More accurate data are needed here and eventually also experimentations.

In the second place, we know the sedimental silt will be resuspended at a certain wave energy. This critical energy is unknown and depends also of the degree of compaction, in other words from the age of the silt. Variation in suspension level during different sea conditions will eventually provide an answer to the problem of critical energy. A basis for the research is of course a thorough knowledge of the composition of the sea floor through extensive sampling.

C. Interaction between the suspended material and the new environment

Every source area brings suspended materials with proper chemical characteristics:

- inert products
- absorbed elements, cations and anions, or clay particles and organic products
- the built-in cations, which remain exchangeable.

In the new environment where these products are deposited, several things can happen:

- reactions and exchanges in the new electrolytic environment, whereby some products can be liberated and often taken up from the seawater
- destruction of organic matter through mineral oxidation and biological degradation, whereby also some products are liberated into the seawater or taken up into the biological cycle.

These interactions will have to lead to the knowledge of:

- the quantities and composition of the products (including pollutants) which are taken out of the cycle by sedimentation and for which the sea acts as a purifying environment

- the quantities and composition of the products which are liberated through interaction in the sea and which are thus eventually able to act as pollutants.

#### Synthesis of the results of 1971

The analyses on the suspended materials are:

- quantities per liter
- percentage organic material with the  $H_2O_2$  - method
- splitting in fractions larger than 60  $\mu$  and smaller than 32  $\mu$ .

The total quantity suspended material per liter fluctuates widely according to the position of the sampling point (near to or far from the coast). Under normal meteorological conditions a concentration of 10-20 mg/l seems to be a representative value for coastal waters. Towards the open sea the concentration drops easily below 3 mg/l and values of less than 1 mg/l are no exception: the points 58, 62, 19 and 20 for instance, showed such small values during the sampling cruises in July and August. These values reach the lowest limit of the used method.

A very probable trend is the reduction of the concentration away from the Street of Dover. A possible explanation could be that the tide currents diminish in the N.E. direction in the Southern North Sea, so that the suspended material is more likely to sediment and is at the same time more distributed.

The normally expected distribution pattern: progressive increase in concentration with depth at one point is observed irregularly; most of the time one observes one or more maxima. The disturbance of this pattern will have many causes and factors such as intensity of wave action, local topography of the bottom, intensity of the tidal currents will certainly have a large influence, although these are not always ascertainable.



In so far as this is controllable, there is also a periodicity of the content of suspended material associated with the tides. The highest values seem to be associated with the minimum current of low tide. This trend is also observed by meteorological circumstances.

Wave action is an important factor in the control of the concentration of suspended materials, this influence is larger as the observed point is shallower. The point 02 showed concentrations up to almost 200 mg/l with a wave height of  $\pm 1.5$  m. The influence of wave action explains the lower concentrations found in summer months.

The content of organic material was represented as a percentage. The observed values fluctuate widely from 3 to 70%. In interpreting these observations one has to keep in mind that the living biological organisms are included.

The largest percentages are found during the summer months on locations when the content of suspended material is low : concentrations of less than 3 mg/l are frequently correlations with percentages of organic matter of more than 20%. Nevertheless one must also pay attention to the fact that at such low concentration the analytical errors can be significantly higher.

A certain parallelism is found between the increase in the % organic material and the increase of the concentration of suspended material, at low concentrations (less than 5 mg/l) of the latter. At higher concentrations this parallelism is less pronounced (above 10 mg/l), until finally an inverse relation is found at very high concentration : at the point 02 during the cruise of January we found 3% organic material at a concentration of 150 mg/l suspended material.

This connection, together with the fact that during summer months significantly higher concentrations of organic matter are found with lower concentrations of suspended materials, points in the direction of a larger contribution of living organisms to the suspended solids during Summer. Small oscillations in these concentrations are most probably caused by changes in the distribution of biological activity. Higher concentrations and disturbances thereof are principally caused by changes in the apport of anorganic material. The granulometry of the suspended material must reflect the sinking rate of this material.

A normal finding is : progressively increasing fractions in suspension with increasing depth at a certain point.

The fractions larger than 60  $\mu$  in relation to depth offers a very heterogeneous picture. Only in very exceptional circumstances can one find a "normal" distribution. This means that this sand-fraction is still very active in the suspended material; fluctuations from 20 to 50% have been observed. Taken as a whole, the contribution of the sand-fraction to the suspended material is higher at the points close to the coast, and it diminishes towards the open sea.

During the summer cruises we observed that the sand-fraction is globally less represented in the suspended materials.

## VI - Premier aperçu sur la distribution et la composition des sédiments dans le réseau du modèle mathématique.

### 1.- Introduction

Le réseau de mesure expérimental en Mer du Nord utilisé au cours de l'année 1971 se prête mal à l'interprétation des données sur le plan géochimique. Une telle étude nécessite en effet au préalable une bonne connaissance de la répartition de l'origine et du transport des sédiments dans la zone investiguée. Ceci n'est pas le cas à l'heure actuelle et l'une des tâches primordiales des géologues du projet en cours sera de définir ces paramètres en utilisant un maillage extrêmement serré.

Ces premières campagnes de prélèvements nous ont toutefois permis de tester nos techniques expérimentales et les résultats obtenus indiquent déjà quelques tendances intéressantes sur le plan de la pollution de la Mer du Nord.

Il nous paraît fastidieux, dans ce bref résumé, d'énoncer les difficultés d'analyse avec lesquelles nous sommes confrontés en Mer du Nord. Nous nous contenterons de les résumer brièvement. Le rythme intensif des prélèvements nous oblige à trouver un compromis entre la vitesse d'exécution des analyses et leur précision. Ce problème devient particulièrement compliqué lorsqu'on a affaire à des échantillons très sableux, comme en Mer du Nord, où les polluants sont généralement très dilués. Ceci nous a obligé à revoir nos techniques d'analyse et ce problème n'est pas encore résolu de manière satisfaisante à l'heure actuelle. Certains des résultats qui suivent sont à titre de précaution, fournis en valeurs relatives, ce qui est d'ailleurs souvent suffisant pour le traitement mathématique des données.

Il est aussi utile de signaler qu'il est extrêmement difficile de fixer une valeur normale pour les teneurs en métaux lourds d'un sédiment, car on observe dans les milieux naturels des variations considérables qui reflètent toute l'histoire géologique du sédiment.

## 2.- Répartition de la turbidité

La turbidité peut présenter une pollution physique lorsque son niveau entrave la pénétration lumineuse et réduit la productivité primaire du milieu. Elle est souvent associée dans les milieux pollués, au transport de substances toxiques à l'état solide.

Les turbidités ont été mesurées par filtration du solide en suspension dans l'eau de mer sur ultra-filtre (ouverture des pores  $0,8 \mu$ ). En chaque point du réseau, on détermine la turbidité en surface, à mi-profondeur et à un mètre au-dessus du fond lors des étales et des maxima de courant des marées.

Les résultats reportés dans la figure 8 représentent les valeurs moyennes de turbidité d'environ 600 mesures. Ces valeurs moyennes font ressortir une turbidité élevée au voisinage des côtes avec un maximum très prononcé en face de l'estuaire de l'Escaut.

L'allure de ces répartitions confirme l'origine continentale des solides en suspension et leur distribution le long des côtes obéit très bien aux influences des courants en Mer du Nord. On notera en particulier la zone étendue de turbidité élevée en face des deltas constitués par le Rhin, la Meuse et l'Escaut.

En haute mer, la turbidité devient rapidement très faible et doit être essentiellement attribuée au phytoplancton (voir à ce sujet les déterminations des matières organiques sur les suspensions, du laboratoire du Prof. Gullentops).

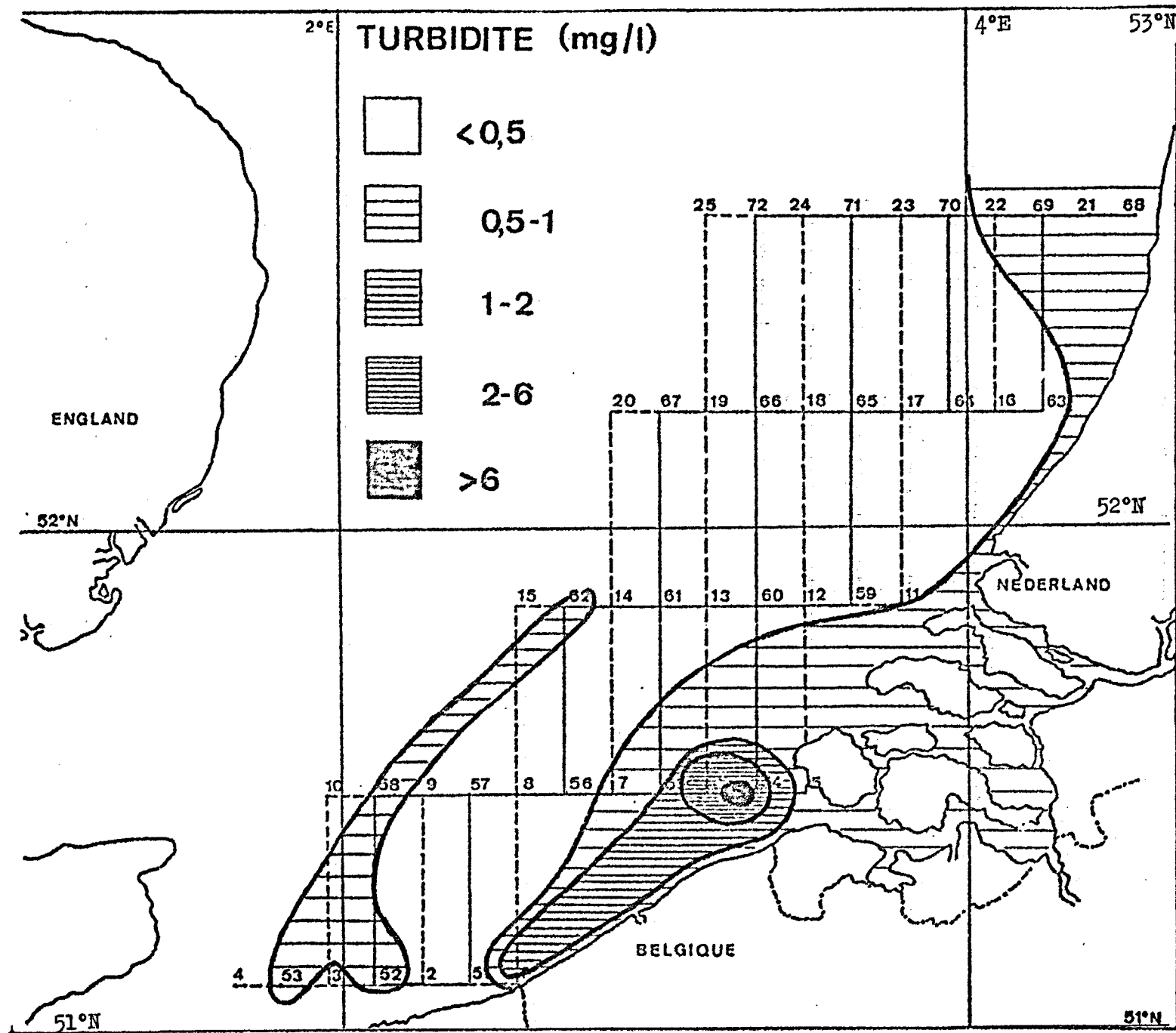
On peut expliquer de diverses manières la zone de turbidité plus élevée que l'on observe à la frontière ouest du modèle, mais les données sont actuellement insuffisantes pour fournir l'hypothèse probable.

## 3.- Caractérisation des sédiments

L'accumulation possible de polluants dans un sédiment, leur mobilisation ultérieure dépendent considérablement de la nature physique et chimique des minéraux.

Des études antérieures effectuées dans notre laboratoire, il est apparu intéressant de caractériser le sédiment par quelques grandeurs qui peuvent être déterminées rapidement avec une précision très satisfaisante.

Figure 8.



Les polluants sont généralement liés à la phase organique ou à la fraction argileuse du sédiment.

La teneur en matière organique du sédiment a été déterminée par oxydation à chaud par le bichromate de potassium; la teneur globale en matières organiques et en matériaux argileux par perte au feu à 550°C. Enfin, la différence de perte au feu entre 550 et 1000°C est représentative de la quantité de carbonates présents. Cette grandeur peut être liée à la production de squelettes carbonatés par les organismes (indicateur d'activité biologique), à la présence de grains de carbonates « détritiques » provenant de l'érosion ou à l'existence d'une précipitation chimique (rare mais possible à la sortie de certains estuaires, par exemple).

Les Figures 9, 10 et 11 représentent les variations de ces paramètres dans la zone du réseau mathématique.

En ce qui concerne les carbonates (fig. 9) on observera dans le sud du modèle, une zone systématiquement riche en carbonates et que l'on peut attribuer principalement à l'érosion des côtes françaises et anglaises du Pas-de-Calais. Par contre, la partie nord se signale par des valeurs relativement faibles en carbonates (< 5 %).

Les figures 10 et 11 sont beaucoup plus intéressantes sur le plan de la pollution. Il existe généralement une corrélation assez élevée entre la matière organique et la fraction argileuse, qui ont toutes deux tendance à accumuler les polluants, et cette tendance se retrouve en Mer du Nord.

Les analyses montrent l'influence marquée des estuaires qui se prolonge par le jeu des courants le long des côtes. Il semble aussi que le Nord de la France, très industrialisé et peuplé (point 2 du modèle, par exemple) contribue notablement à l'apport de ces substances.

Toutefois, c'est la situation à l'ouest de la zone du modèle qui nous paraît la plus singulière. Bien qu'il existe au voisinage du point 7 du modèle, des zones de déversement bien connues de résidus industriels, il semble se dégager une tendance géographiquement plus étendue et que l'on pourrait attribuer à l'influence de l'estuaire de la Tamise. Il faut signaler à l'appui de cette hypothèse, l'existence dans cette région d'un système de courants résiduels giratoires qui pourraient bien être responsables de cette accumulation singulière.

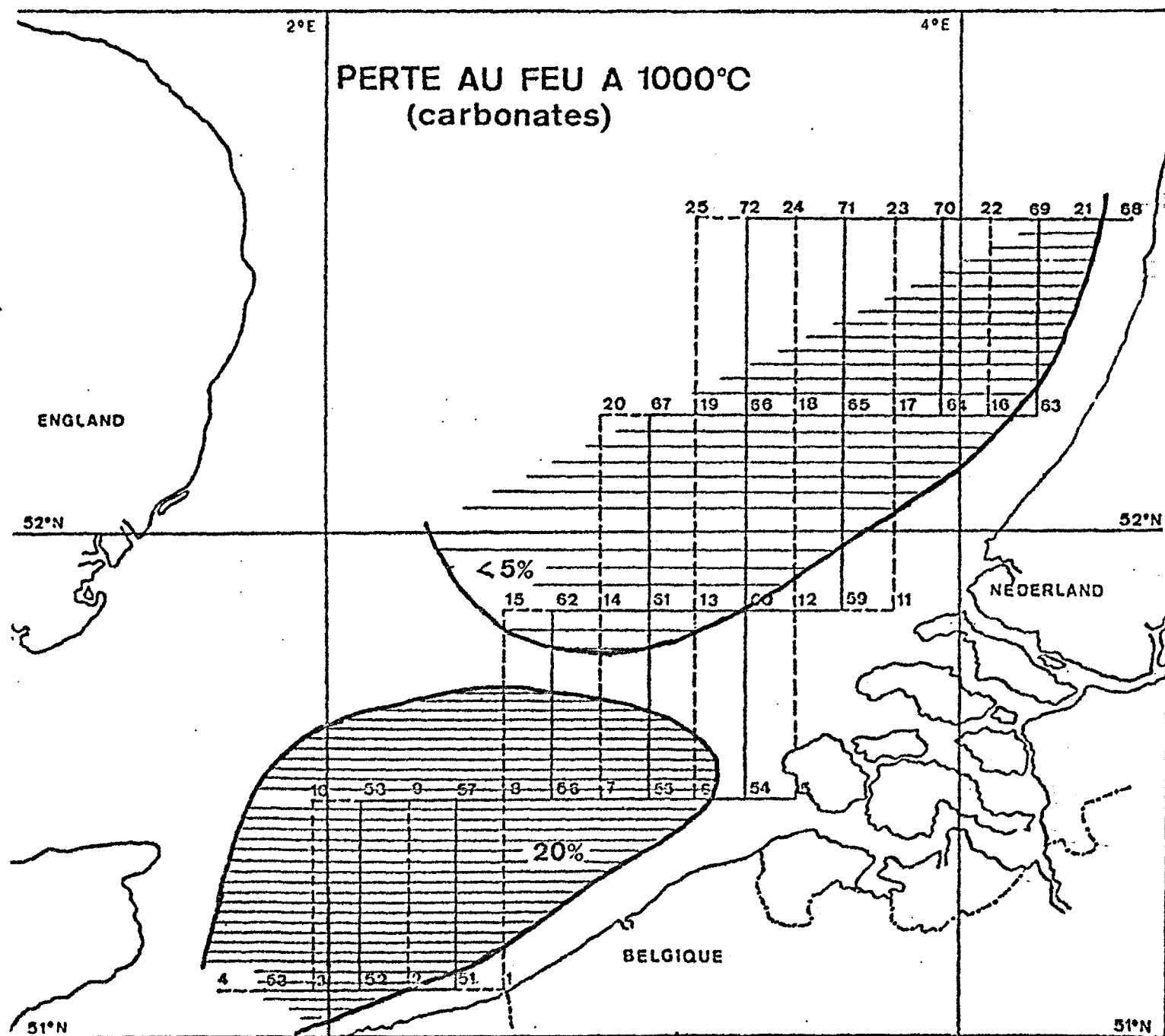


Fig. 9

FIG. 10

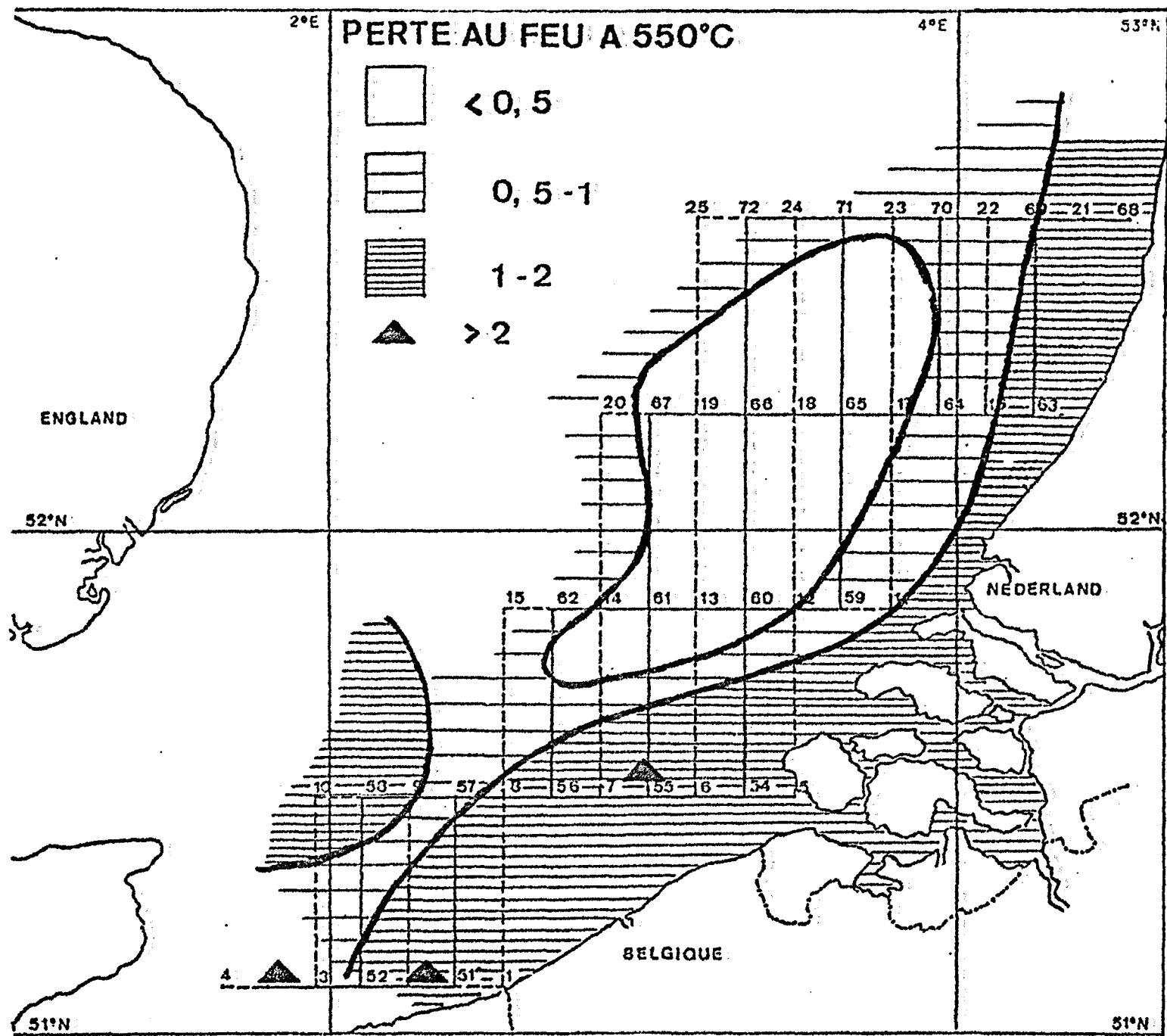
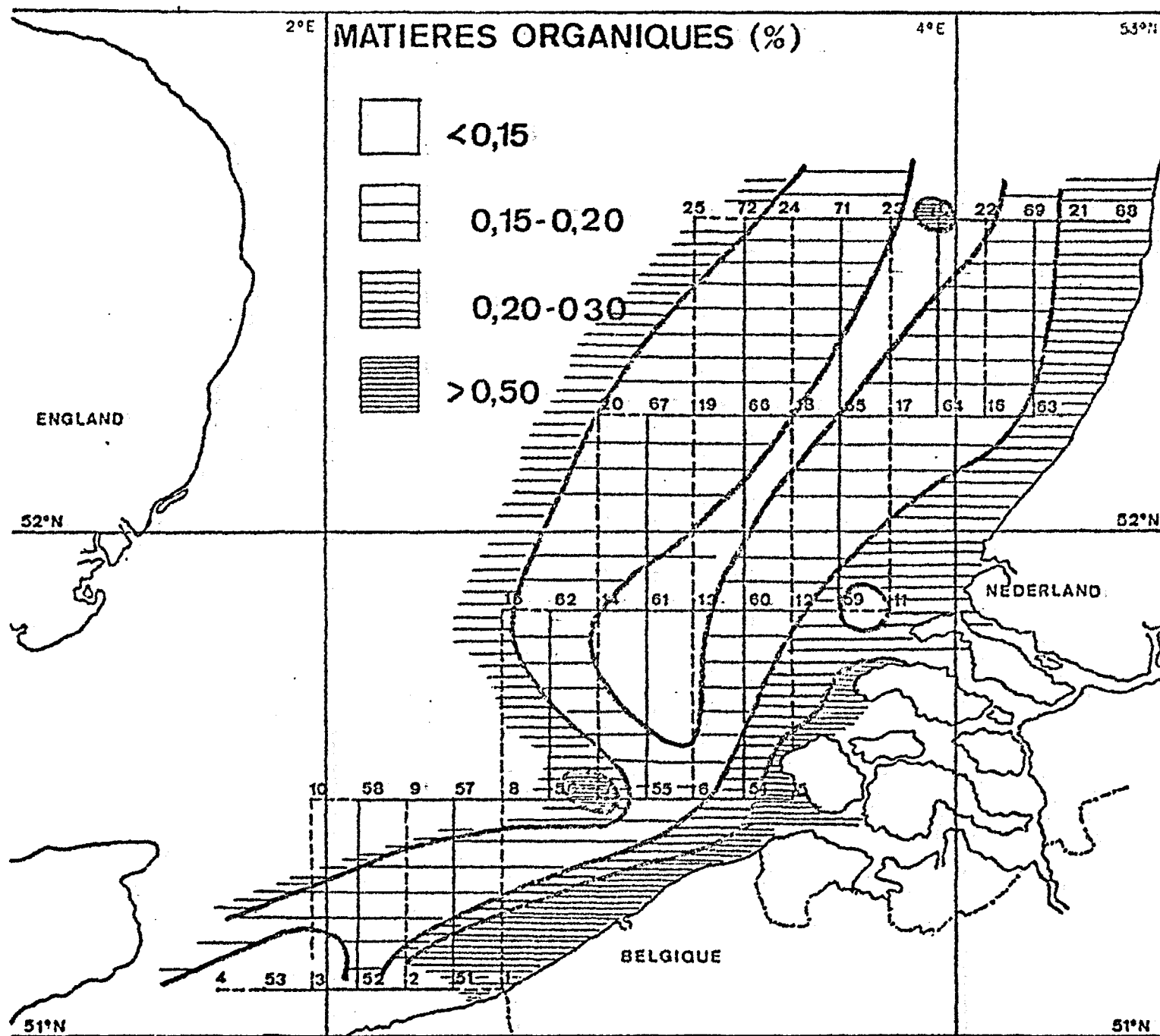




FIG. 11



#### 4.- Exemples d'accumulation de quelques polluants

Nous avons principalement porté notre attention sur le mercure, qui a fait l'objet d'une note séparée.

Nous décrirons sommairement ici les résultats obtenus pour le zinc (fig. 12), le manganèse (fig 13 ) et le phosphore (fig. 14). Rappelons que ces résultats sont nécessairement fragmentaires, étant donné la stratégie de prélèvements.

En ce qui concerne le zinc, pour lequel nous avons des résultats complets, on n'observe pas de valeurs exceptionnellement élevées. En haute mer, les teneurs se situent vers 10 à 15 ppm, qui semble être la valeur normale. La tendance qui se dégage du diagramme de la figure 12 est toutefois conforme aux prévisions théoriques : le zinc semble être principalement lié à la présence de matières organiques ou argileuses : les teneurs maxima (60 ppm) de cet élément coïncident avec les points de rejet connus, les zones estuariennes ou celles de grande activité industrielle (points 1 et 2 ).

On observe une tendance similaire pour le manganèse (figure 13), encore que les résultats limités doivent nous inciter à la prudence.

Il en va de même pour le phosphore, mais il faut relever que les variations observées sont largement significatives, d'autant plus qu'elles peuvent être étroitement corrélées avec celles effectuées par le Prof. Elskens sur les ions du phosphore dissous dans l'eau. Comme cet élément est d'une part un indicateur intéressant de la pollution domestique (détergents) et qu'il peut jouer un rôle important dans la modification écologique du milieu marin, cette variable retiendra dans l'avenir toute notre attention.

#### Conclusions

Nous nous proposons dans l'avenir d'ajouter au réseau expérimental utilisé par les chimistes et les biologistes, un réseau plus dense comportant environ 1000 mailles aux noeuds desquels nous effectuerons les prélèvements de sédiments.

Nous choisirons quelques méthodes analytiques simples qui nous permettront de caractériser la nature du sédiment, en vue de dresser une carte du réseau du modèle.

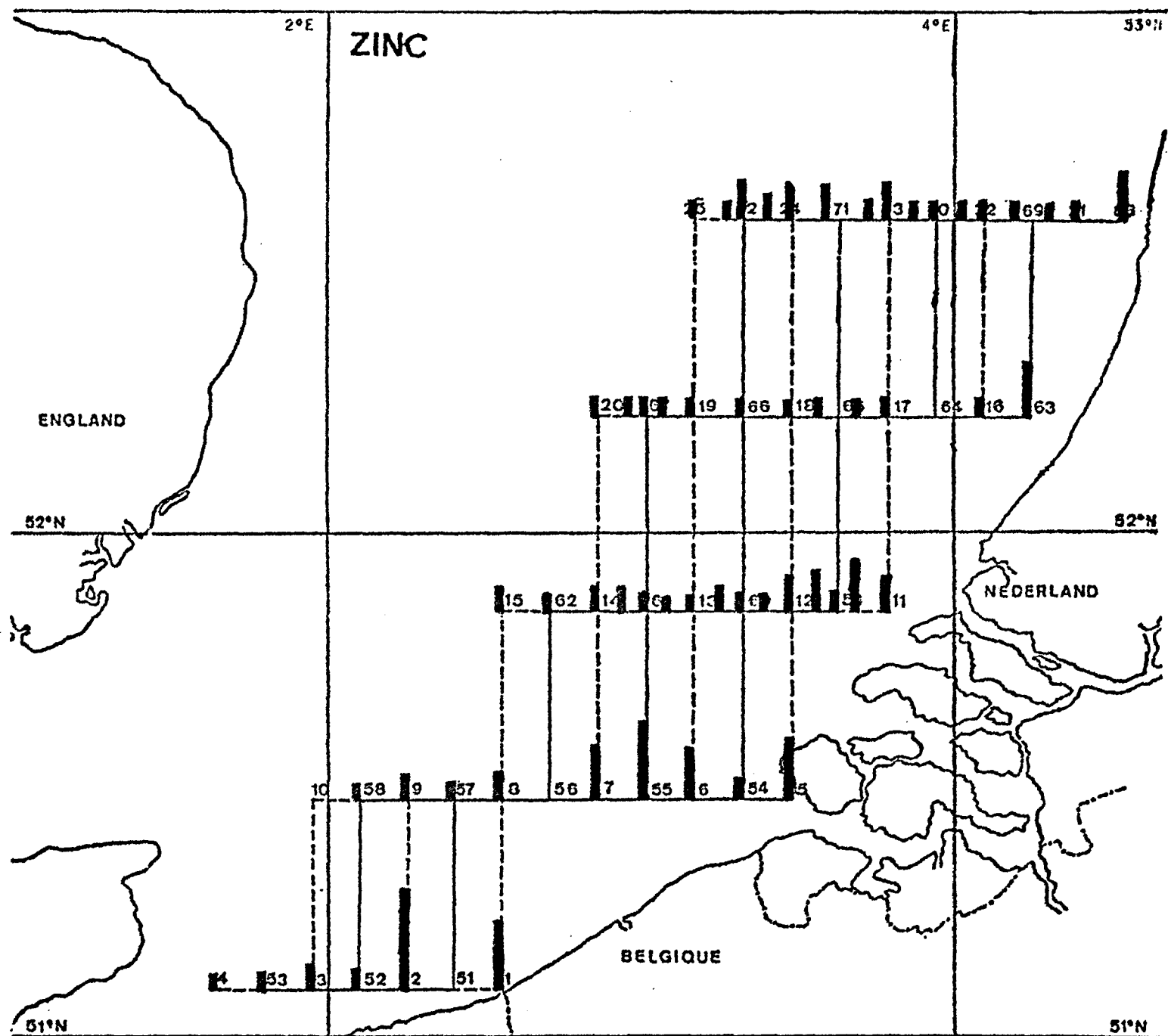


Fig. 12

fig. 13

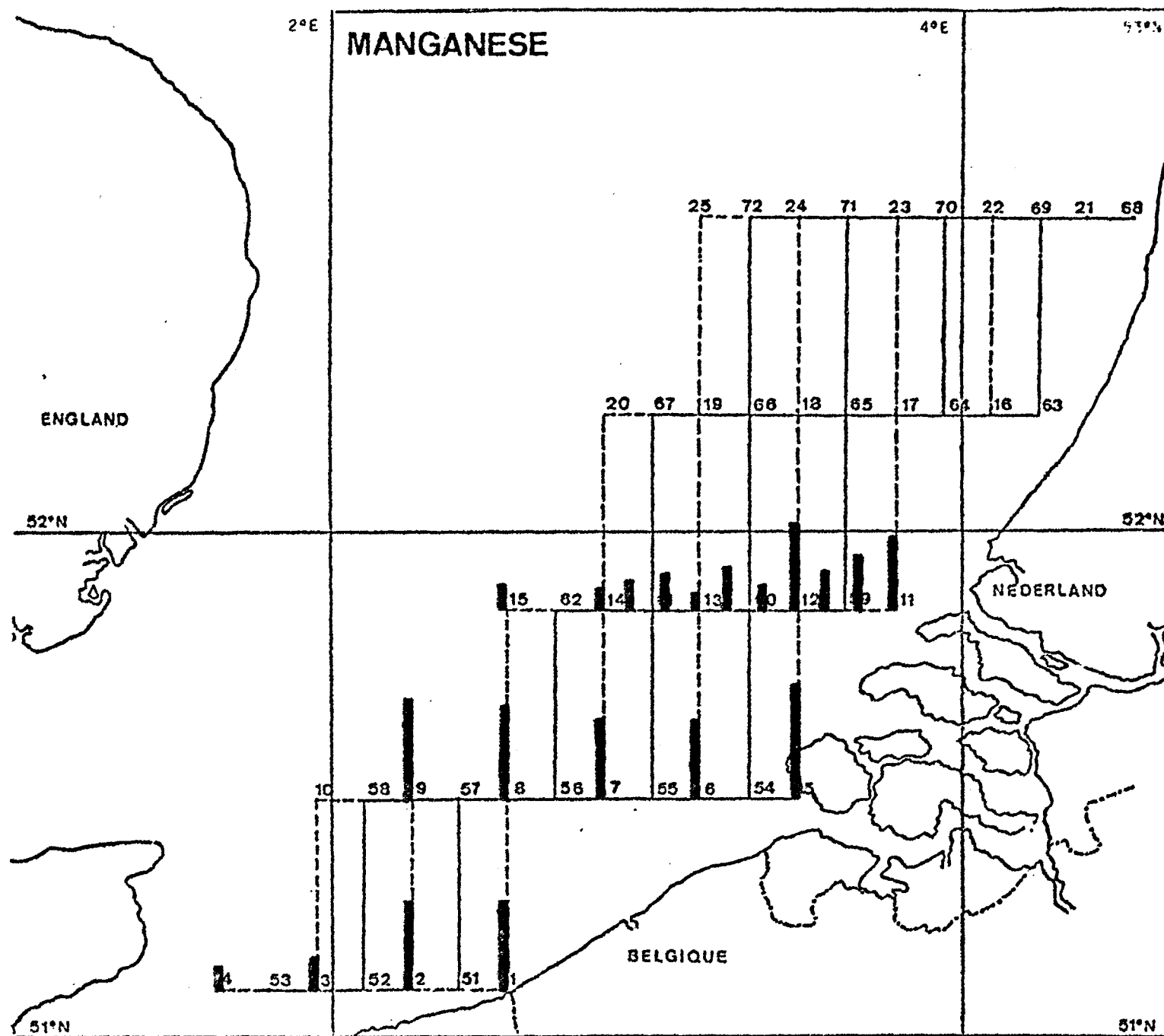
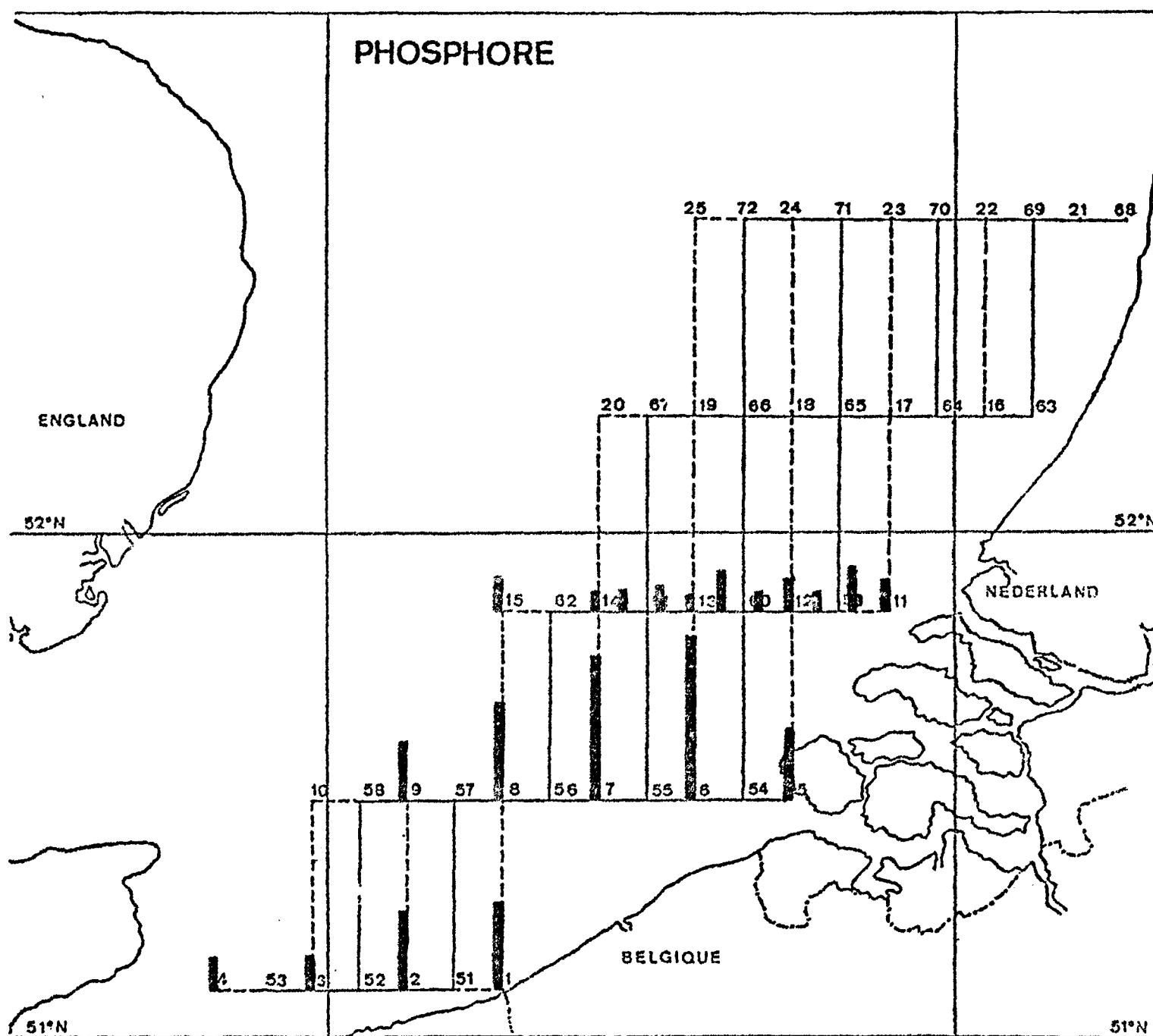


fig. 14



Nous analyserons ensuite les éléments polluants dans les différentes régions caractéristiques.

Une attention particulière sera portée sur la dispersion des polluants à partir des estuaires.

## VII. RAPPORT D'ACTIVITE CONCERNANT LES ESTUAIRES

### 1.- Introduction

Les recherches concernant les estuaires ont débuté, conformément aux engagements, au cours du second semestre de cette année. Par suite des travaux antérieurs entrepris dans le laboratoire de Chimie Industrielle de l'Université de Bruxelles, nous disposions déjà d'une soixantaine d'échantillons de sédiments prélevés dans l'estuaire de l'Escaut, et dont l'analyse des éléments majeurs était connue.

Notre objectif est d'estimer la quantité de divers polluants, soit sous forme solide, soit en solution, qui sont introduits dans la Mer du Nord par la voie des estuaires.

Nous avons décidé de porter nos efforts sur l'estuaire de l'Escaut étant donné nos activités antérieures et l'intérêt qu'il présente pour la Belgique.

### 2.- Décharge de polluants solides par l'estuaire de l'Escaut

Nous avons tout d'abord complété les analyses des éléments majeurs des sédiments par celles d'un certain nombre de substances polluantes telles que les métaux lourds, le phosphore et le soufre. Les conclusions de cette étude sont reprises dans la note intitulée *Discharge of particulate pollutants in the North-Sea by the Scheldt*.

On peut y constater que l'Escaut constitue pour la Mer du Nord, une source appréciable de métaux lourds tels que Cr , Cu , Zn , Pb , Fe et de substances susceptibles de modifier sévèrement les conditions écologiques en mer comme le phosphore, le soufre sous forme de sulfures et la matière organique.

Nous compléterons cette note par le tableau ci-dessous qui indique une première estimation de la décharge annuelle de ces polluants sous forme solide, en ne tenant compte que du transport naturel par l'Escaut, en dehors des périodes de crue.

Elément	Décharge annuelle tonnes/an
Cr	295
Cu	110
Zn	465
Pb	92
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	6.500
S	5.000
Matières organiques solides	27.000

Rappelons qu'à ces quantités il faut ajouter les rejets des vases draguées et celles emportées lors des crues pour lesquelles nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de données.

### 3.- Turbidité, matières organiques et oxygène dissous dans l'estuaire

Nous avons d'autre part entrepris de manière systématique des mesures simultanées de profil longitudinal de salinité, d'oxygène dissous, d'oxydabilité au permanganate (matière organique rapidement et lentement oxydable) et de turbidité. Ces mesures sont effectuées à l'étale de marée basse au point considéré depuis l'embouchure jusqu'à Gentbrugge. Les résultats obtenus lors d'une campagne du 18 au 21 octobre 1971 sont résumés dans les figures 15 à 17 .

Elles montrent d'abord combien est sévère la pollution de cet estuaire : l'oxygène dissous est inférieur à 10 % de sa valeur normale depuis le km 65 jusqu'à Gentbrugge (km 159), la turbidité atteint des valeurs supérieures à 500 mg/l (plus de 10 fois la valeur normale), la matière organique facilement oxydable (KMnO<sub>4</sub>, 3 min.) équivaut à 15 mg O<sub>2</sub>/l et lentement oxydable (KMnO<sub>4</sub>, 4 heures) 30 mg O<sub>2</sub>/l . Notons que l'on admet comme limite pour cette dernière valeur 4 mg/l au-delà de laquelle il se manifeste généralement des nuisances.

L'allure des courbes suggère que la turbidité et la matière oxydable sont soumises à une élimination partielle dans l'estuaire même.



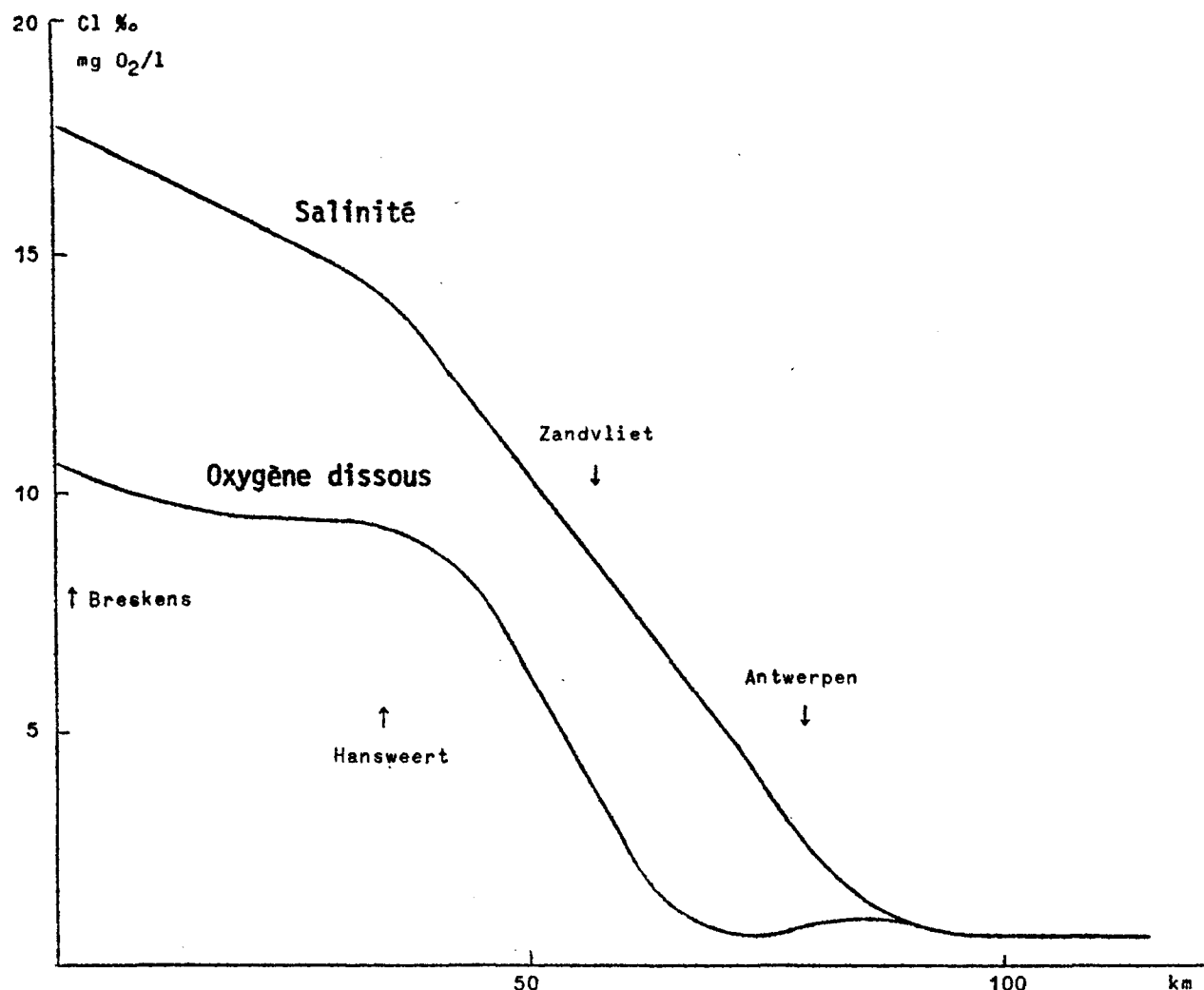


Fig. 15 Evolution de la salinité et de l'oxygène dissous dans l'estuaire de l'Escaut.

En ce qui concerne la turbidité, nous avons étudié ce problème antérieurement et nous avons pu montrer qu'une partie appréciable du solide en suspension sous forme colloïdale dans les eaux d'amont flocculaient rapidement dans la zone comprise entre Anvers et Zandvliet par suite de l'augmentation de la salinité. Les flocons ainsi formés sédimentent assez rapidement. L'une des conséquences de la décharge de déchets dans l'Escaut et ses affluents est un accroissement de l'envasement de la zone portuaire d'Anvers.

En ce qui concerne les matières organiques, la diminution de concentration que l'on observe lorsqu'on se dirige vers l'embouchure est plus importante que celle que l'on peut calculer par simple dilution de l'eau

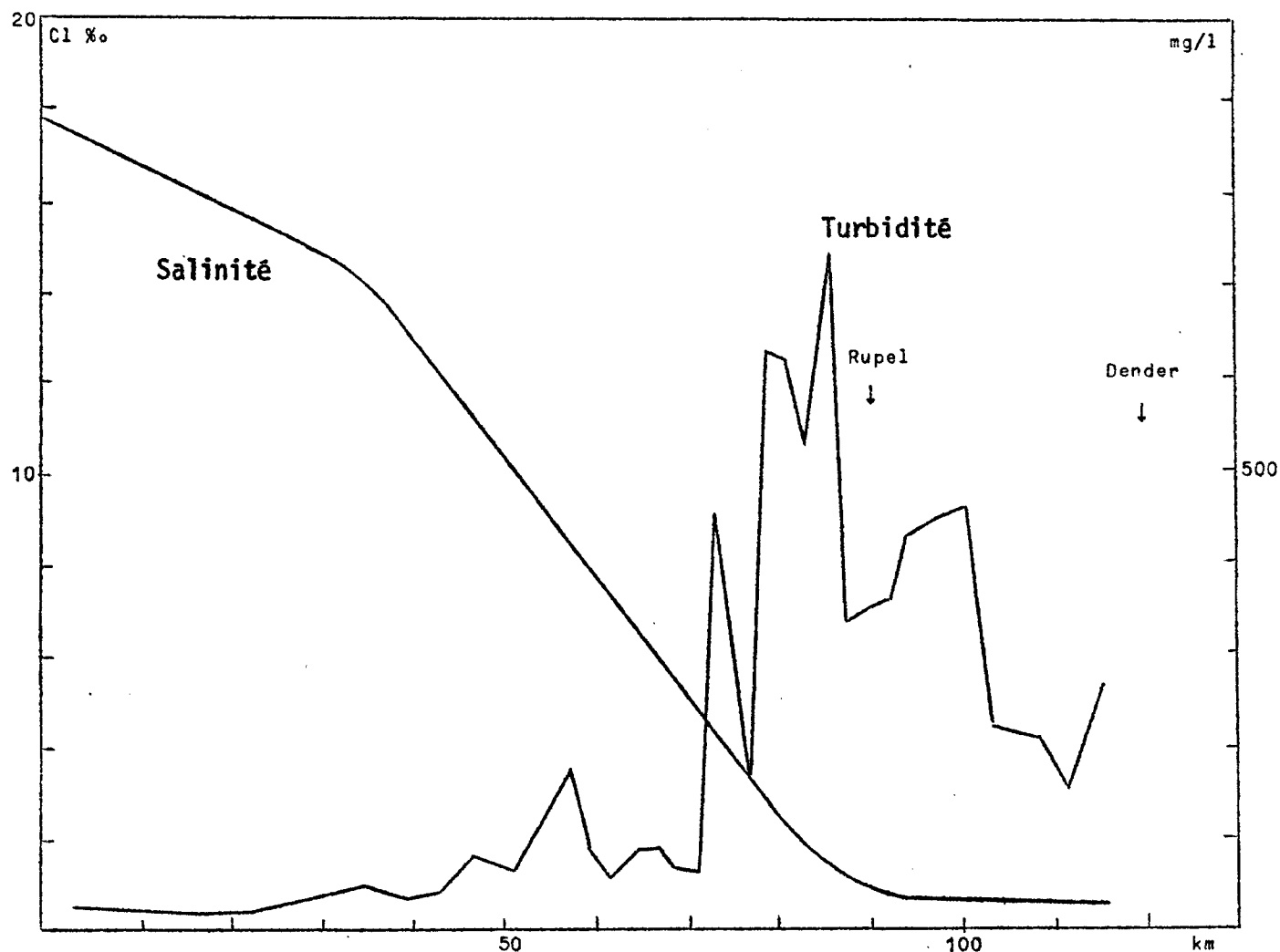


Fig. 16. Evolution de la turbidité dans l'Escaut.

d'amont par l'eau de mer et indique qu'une partie importante est dégradée par l'activité biologique dans l'estuaire même. La cinétique de ce processus ne peut être précisée à l'heure actuelle à cause notamment du comportement hydrodynamique complexe de l'estuaire et de la multiplicité des sources de pollution. Une telle étude nécessite l'élaboration d'un modèle mathématique de l'estuaire. Nous tentons de résoudre actuellement ce problème de manière très approchée par des méthodes de calcul numérique et analogique.

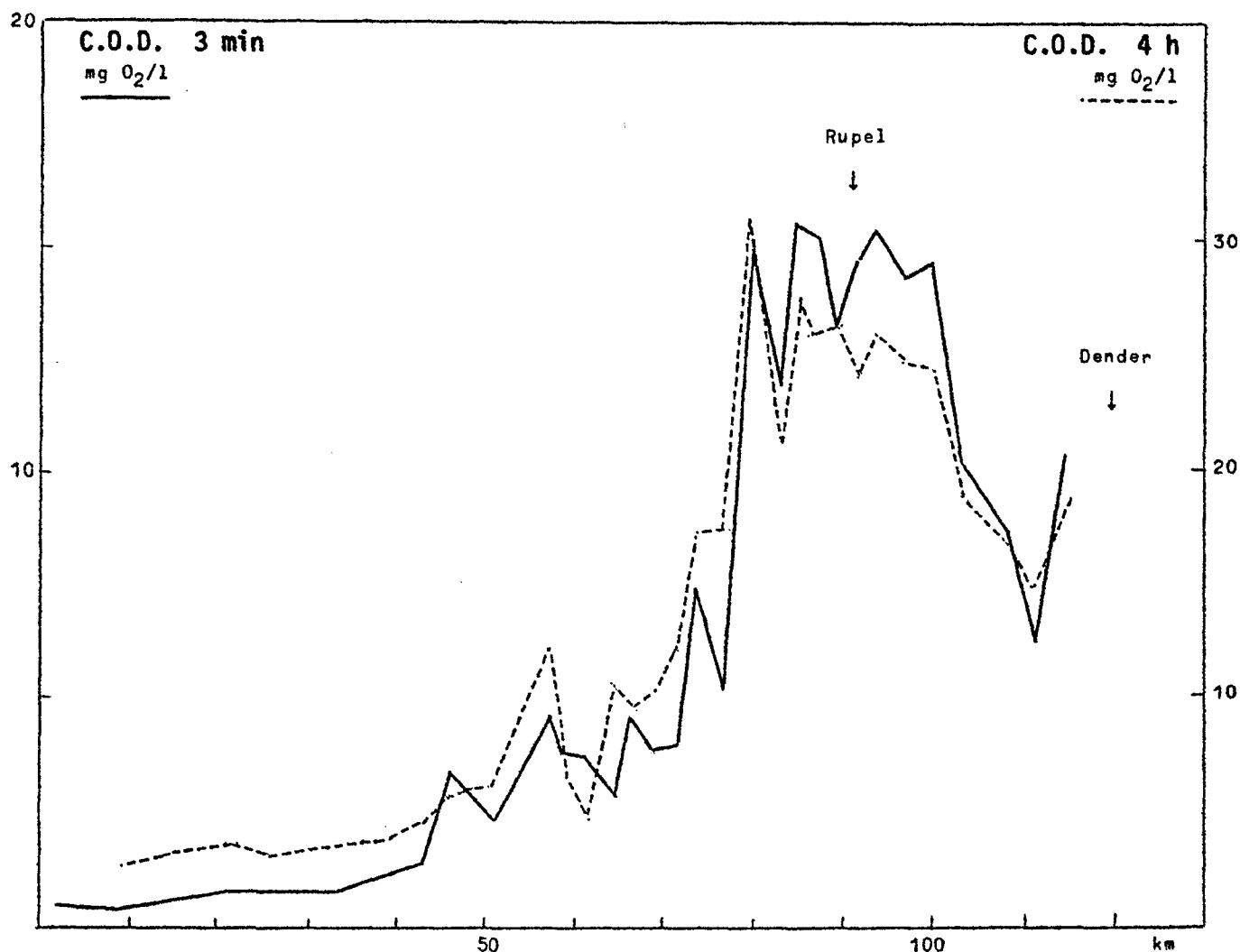


Fig. 17 Demande chimique d'oxygène exprimée par la consommation de permanganate de potassium à la température ordinaire pendant 3 minutes et 4 heures.

#### 4.- Comportement particulier de la silice dissoute

Nous avons mis récemment en évidence <sup>(1)</sup> que la silice dissoute dans les eaux d'amont était rapidement consommée dans la zone estuarienne et que cette consommation était due à une activité biologique des diatomées.

Les mesures récentes que nous avons effectuées semblent indiquer qu'il s'agit d'un phénomène d'entrophication et que la zone d'activité des

(1) R. WOLLAST et F. DE BROEU, Study of the behaviour of dissolved Silica in the Scheldt, in Geochemica et Cosmochemica Acta, 35, pp. 613-620 (1971).

diatomées correspond à celle où l'oxygène dissous réapparaît et où la turbidité est raisonnablement basse.

Des observations similaires ont été faites sur le Rhin, par un groupe de chercheurs hollandais (Postma et van Bennekom, communication personnelle), qui ont montré d'autre part que la silice constituait probablement le facteur nutritif limitant et notamment en zone côtière.

Il est important de noter que la consommation de silice dans l'estuaire même, a des répercussions fâcheuses sur l'écologie du milieu marin. En effet, la silice est une substance nutritive importante dans la première étape de la chaîne trophique et la source principale de cet élément est constituée par les eaux de ruissellement continentales. Si par entrophication cette silice est consommée principalement dans les estuaires et que la source principale d'apport est fortement diminuée, on peut s'attendre à observer des dégradations importantes du milieu marin dans les zones voisines des estuaires et des côtes. Il serait intéressant de simuler ce phénomène à l'aide du modèle mathématique.

#### 5.- Aspect bactériologique

Des comptages de germes totaux et de bactéries dans l'Escaut ont été effectuées par Monsieur Barbette et les résultats en sont décrits dans le rapport dans le tableau III<sup>(1)</sup>.

Les points MSC se rapportent tous à Zandvliet à l'exception de MSC 04117110 qui ont été prélevés à Anvers.

Les échantillons VSC ont été prélevés à l'embouchure du Rupel et les échantillons TSC, ASC et HSC à l'embouchure. Les résultats soulignent encore une fois le niveau élevé de pollution dans la zone portuaire, mais indiquent aussi, comme le souligne l'auteur, une très rapide décroissance lorsqu'on se dirige vers la mer et puis en mer vers le large.

Les résultats sont encore trop fragmentaires à l'heure actuelle pour pouvoir tirer des conclusions définitives, mais il semble toutefois d'après ce rapport qu'un nombre appréciable de germes et de streptocoques fécaux

---

(1) Voir le rapport J. BARBETTE, Aspect microbiologique de la pollution, Contribution de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Ministère de la Santé publique.

que l'on retrouve en particulier aux points 05 et 06 du réseau (Tableau I du rapport de J. Barbette<sup>(1)</sup>) peuvent être attribués à une influence de l'Escaut.

### Conclusions

L'estuaire de l'Escaut est l'une des sources importantes de pollution de la Mer du Nord, au même titre que ceux du Rhin et de la Tamise. La récente conférence d'Aviemore a d'ailleurs confirmé la contribution primordiale des estuaires à la pollution des mers.

Les rapports des groupes chimiques (Prof. Elskens) et biologiques (Prof. De Coninck) soulignent d'ailleurs des anomalies aux points 05 et 06 du réseau situé face à l'embouchure de l'Escaut.

L'estimation de la contribution d'un estuaire à la pollution de la mer est cependant très complexe à cause de l'hydrodynamique compliquée d'un tel système. De plus, les études récentes, et celle-ci en particulier, montrent que l'estuaire est le siège de réactions encore mal connues qui peuvent modifier profondément la composition chimique de l'eau, des sédiments et se répercuter sur l'écologie du milieu estuarien et marin. La consommation de silice dissoute et la désorption de métaux lourds apparaissent comme deux exemples particulièrement importants de ces phénomènes.

Il serait donc hautement souhaitable d'intensifier l'étude de l'estuaire et des zones adjacentes en mer. Il faudrait en particulier inclure comme variable intéressante la silice dissoute dans l'eau de mer, qui semble être l'une des substances nutritives limitantes dans certaines régions et de considérer les implications écologiques du déficit de silice.

---

(1) Ibid.

## VIII.-Nutrients et paramètres biologiques associés.

---

### 1.- Nutrients

Une première partie est consacrée à la validation des méthodes chimiques d'analyse utilisées et à la justification des processus d'échantillonnage.

Au premier stade du développement du programme, les échantillons pour l'analyse des nutriments ont été prélevés de façon synchrone avec les prélèvements hydrologiques (spatialement et temporellement parlant) et autant que faire se peut, de façon synchrone également avec les prélèvements pour la détermination de paramètres biologiques associés : la teneur en chlorophylle, en phéophytine et la productivité primaire. Les échantillons pour la détermination du phosphore et de l'azote (sous toutes leurs formes particulières) sont prélevés à chaque maille du réseau expérimental, (cf. fig. 18), à différentes profondeurs, à l'étale marée basse d'une part, à l'étale marée haute d'autre part.

Alors que les échantillons pour le dosage du phosphore (non ultra-filtrés à bord) sont conservés en bouteilles de pyrex et placés en frigo (à 4° C) après traitement au chloroforme dès le prélèvement, les échantillons pour le dosage de l'azote (non ultra-filtrés à bord) sont conservés en bouteilles de PE et placés immédiatement en deep-freezer (- 25° C).

Il a été tenu compte dans ce choix et cette procédure des impératifs de travail à la chaîne et de l'infrastructure existante à bord, de la nécessité de sauvegarder à la fois, une fiabilité suffisante aux échantillons et une cadence de prélèvement qui ne compromet pas les travaux des autres disciplines associées. La discussion des essais ayant conduit à ce choix (reproductibilité et analyse statistique de séries ultra-filtrées à bord, au laboratoire, dialysées au moment de l'analyse, etc..) fera l'objet d'un "Technical Report 1972" (1).

En principe, sauf indication dans le texte, les analyses de nutriments qui sont discutées dans ce paragraphe se rapportent au compartiment (ou phase dans la définition adoptée pour le modèle mathématique) - en solution - ; il va de soi qu'ultérieurement, et dans le but de préciser les coefficients d'interaction entre phases, il faudra effectuer les mêmes bilans dans les autres compartiments du modèle (2).

---

(1) Technical Report Chimie (à paraître début 1972).

(2) Pour le compartiment - "Sédiments" - nous renvoyons à l'exposé d'ensemble du Prof. R. Wollast qui est repris en référence dans le présent document

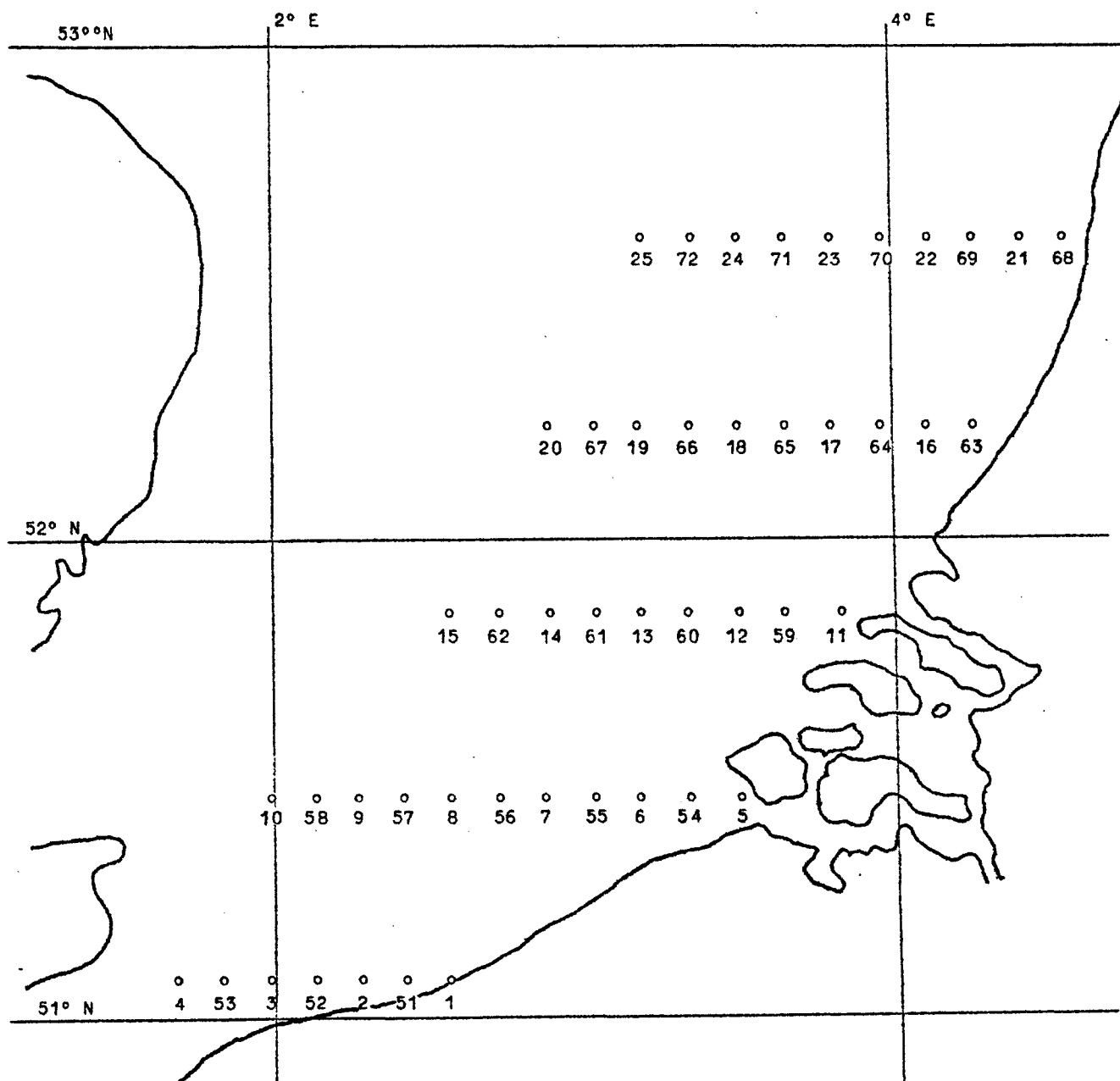


fig. 18.

### 1.1.- Phosphore

Tous les résultats discutés ci-dessous globalement ont fait l'objet des "Technical reports" (1) et se rapportent au phosphore total (après hydrolyse acide, donc sous forme de phosphates provenant des polyphosphates inorganiques, des orthophosphates inorganiques, des composés où le phosphore est lié sous forme P-O-P, à l'exclusion des composés où le phosphore est lié sous forme P-O-C et P-C) (3). Les résultats sont exprimés en µg de phosphore (P) par litre d'eau de mer (décantée mais non filtrée).

1.1.1. - Une étude approfondie de l'hétérogénéité du milieu en fonction des marées (2) portant sur 266 échantillons prélevés à cet effet entre juin 1972 et septembre 1971, en ce qui concerne les teneurs en phosphore, en nitrate et en nitrite (soit 800 paramètres mesurés) montre que pour toutes les mailles du réseau, y compris pour les mailles à faible profondeur, l'effet de marée disparaît lorsqu'on prend en considération les concentrations moyennes intégrées réelles, compte tenu de Δh, c'est-à-dire la différence de profondeur entre deux marées. Ceci revient à dire que la loi de conservation de la masse se vérifie dans la mesure où une turbulence excessive locale et où une consommation excessive locale (mais P n'est pas dans les conditions examinées un élément limitant) ne viennent pas perturber le système. Il y a lieu de mettre ces conclusions en rapport avec les travaux de J. Nihoul sur la composante hydrodynamique verticale (4).

Il en résulte pour les croisières futures une simplification considérable dans le prélèvement, celui-ci - en ce qui concerne les nutriments - n'étant plus limité à la période stricte des étales. Ces considérations seront à revoir lorsque, disposant de techniques plus raffinées, nous aurons à examiner de façon plus précise les processus de turbulence, les processus de mobilisation à partir des matières remises en suspension et d'une façon plus générale tout ce qui touche les coefficients d'interaction entre phases.

1.1.2. - Une étude semblable concernant l'hétérogénéité du milieu en fonction de la profondeur (pour une même marée) montre que les profils de concentration surface-fond ne sont perceptibles que pour les mailles où s'exerce une influence compétitive entre la proximité de la côte (déchets ménagers et industriels) et du fond (mobilisation par turbulence).

---

(1) Technical report 1971/01 à 03, Chim. 01 et 02, Dosages Phosphates, Elskens & Janssen.

(2) Modèle mathématique, Rapport de synthèse, CIPS nov. 1971, page 98 et suivantes.

(3) Henriksen, Analyst 90, 29 (1965).

(4) Technical report, à paraître 1972.



1.1.3. - Tous les éléments qui précèdent nous permettent, à quelques exceptions près, de dresser une carte complète pour la région étudiée, de la répartition du phosphore total, en ne tenant compte que des moyennes intégrées sur la profondeur totale (eau libre) par maille. Cette première approche est d'autant plus justifiée que la région considérée est du type isosaline et isotherme <sup>(1)</sup> <sup>(2)</sup> .

Pour dresser une telle carte de répartition, nous avons adopté un code permettant, à la même échelle, de respecter tous les ordres de grandeur des données quantitatives détaillées dans les Technical Reports. Les concentrations sont rapportées à une norme prise comme référence et caractéristique d'un état normal non pollué.

Le code est géométrique ; chaque figure est divisée en secteurs de quart :

Exemple : cercle = norme ; losange = 4 x la norme ; ellipse = 16 x la norme ; carré = 64 x la norme.



N



4N



16 N



64 N

Le choix de la norme, en ce qui concerne les nutriments et en tenant compte, le cas échéant, des fluctuations saisonnières, est fixé par un examen critique des données de la littérature. Dans toutes les figures présentées, la valeur absolue prise comme référence est signalée et la source également. En ce qui concerne le phosphore total en solution, nous avons choisi, pour des régions où le P n'est pas un élément limitant, la valeur annuelle moyenne de 15 µg P/litre. <sup>(3)</sup>.

#### 1.1.4. - Examen de la répartition du phosphore dans le modèle.

L'examen de la figure 19 montre que de juin à septembre, le phosphore n'est certainement pas un élément limitant de la productivité. La concentration moyenne étant comprise entre 2 et 4 fois la norme, on peut même dire que le phosphore des effluents (déchets ménagers et industriels) joue un rôle de "promoteur de la productivité" par rapport à la situation existante dans un milieu équilibré. Nous reviendrons ultérieurement sur la signification précise et la portée du terme promoteur de productivité en ce qui concerne la pollution.

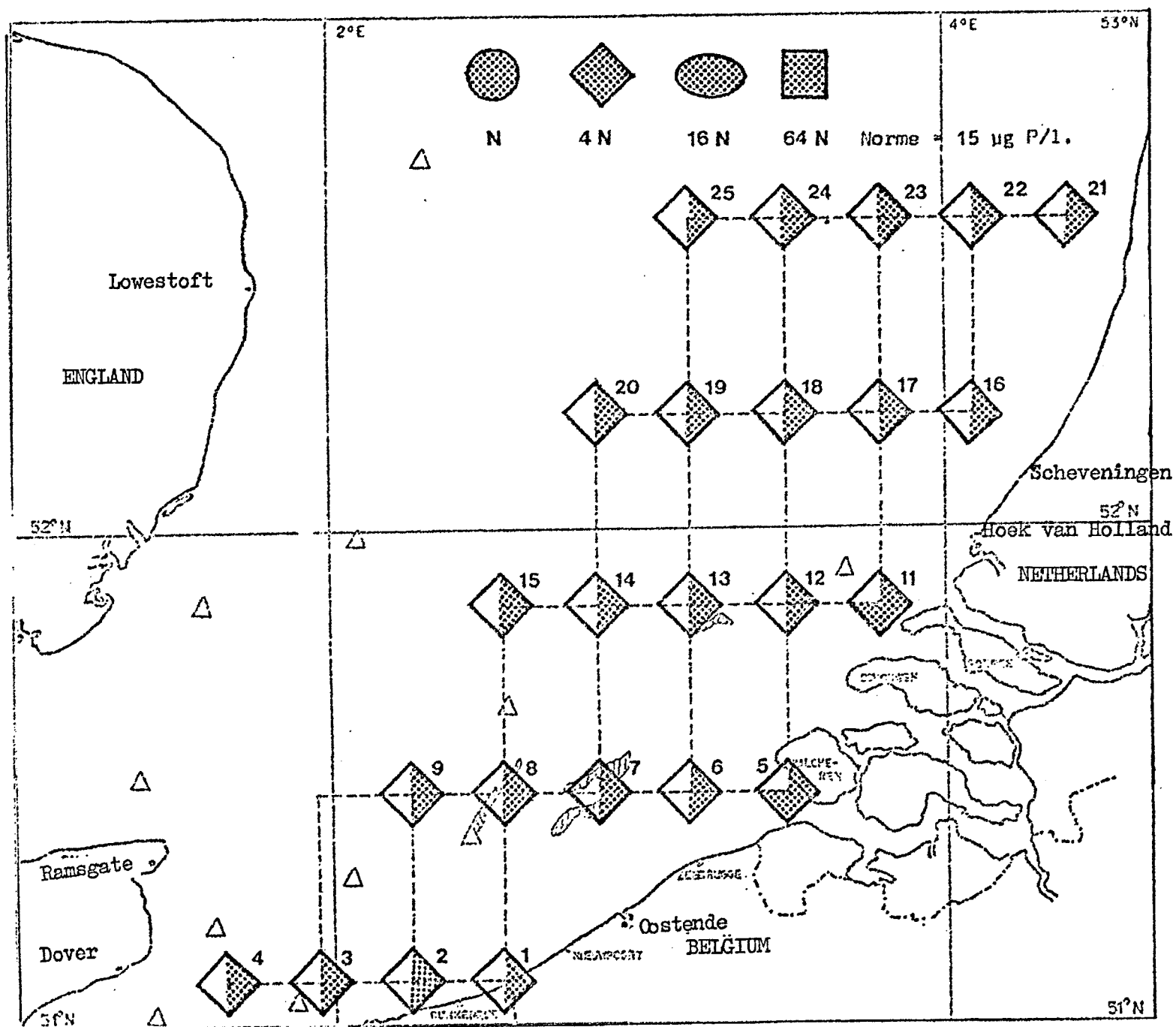
---

(1) CUSHING, Productivity of the North Sea, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working Papers ; Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971), volume 1, fig.1 (preprint) - Region A (homohaline all year round), region A2 (homothermal, all year round).

(2) HÖHN, On the climatology of the North Sea, Nato Science Committee Conference, cf. (6) volume 1, maps 9-12 (preprint) Repartition des températures de surface janvier, avril-juillet, octobre.

(3) JOHNSTON and JONES, Serial Atlas of the Marine Environment folio 11 - Am. Geogr. Soc (N.Y.) - 1969.

fig. 19 Répartition du phosphore dans le modèle (croisiers 1 et 2). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale.



Les profils de concentration en phosphore en fonction de la distance à la côte (source des effluents, estuaires, etc.) est décroissant, ce qui indique bien une "consommation" du phosphore par la biomasse qui s'ajoute à l'effet de dilution bien moins important si l'on prend en considération une condition de stationnarité. Le cas exceptionnel des mailles 07 et 08 à proximité desquelles se font les déversements volontaires sera évoqué plus tard.

Par ailleurs, les fortes concentrations aux mailles 63 et 68 sont dues aux effluents importants du Rhin et de l'Ems et à l'existence de courants de surface importants qui balayent la zone estuarienne vers le nord <sup>(1)</sup>.

Nos résultats s'accordent quantitativement très bien avec ceux de la littérature dans la région considérée (compte tenu du fait que les courbes isoconcentrations présentées sont exprimées en microgrammes atomes de P dans le travail de Johnston <sup>(2)</sup> et que le réseau de points de prélèvements dans un document couvrant une région importante est forcément moins dense que dans les travaux entrepris dans le cadre du modèle mathématique belge).

Enfin, il est important de dire <sup>(3)</sup> que l'analyse simultanée du phosphore libre avant ou après hydrolyse acide ne donne que très rarement des différences mesurables dans le réseau expérimental de mailles étudiées. Cela revient à dire qu'à la sortie des estuaires, le phosphore se présente déjà quasi quantitativement hydrolysé (ou métabolisé un certain nombre de fois dans la chaîne alimentaire). Il n'en est plus de même dans les croisières destinées à l'examen plus approfondi des eaux estuariennes (type Escaut) où rien que le phosphore avant hydrolyse représente déjà 500 à 600 µg P/litre. (soit 40 x la norme).

#### 1.2.- Azote

Ce qui a été dit précédemment pour le phosphore (page 2 et suiv.) à propos de l'hétérogénéité du milieu en fonction des marées et de la profondeur est - stricto sensu - valable pour la répartition des nitrates et des nitrites. Le gradient de concentration surface-fond est quasi inexistant, mais il est à remarquer que les concentrations sont quantitativement très faibles - le nitrate est probablement l'élément limitant dans la région étudiée, peut-être associé à d'autres éléments; <sup>(4)</sup>.

---

<sup>(1)</sup> voir carte des courants résiduels en Mer du Nord.

<sup>(2)</sup> JOHNSTON, Nutrients and metals in the North Sea, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working Papers, Aviemore, Scotland (15-20 nov.71)- volume II (preprint) p.12 - Winter Inorganic Phosphate.

<sup>(3)</sup> Technical report CIPS, Chimie - Formes particulières du phosphore, produits d'hydrolyse, phosphate libre et polyphosphates, à paraître 1972.

<sup>(4)</sup> Technical Report 1971/00 à 03 - Chim. 01 à 03 - Détermination des concentrations en nitrate et nitrite - Elskens et Janssen.

Conclusion : Examen de la répartition de l'azote dans le modèle.

En ce qui concerne les nitrates <sup>(1)</sup> il existe une différence quantitative assez sensible entre les répartitions de (juin-juillet-août 1971) et de (septembre-octobre 1971). Cette différence existe aussi pour certains métaux lourds rapidement métabolisés - comme le zinc - et indique probablement une variation saisonnière (printemps-été à fin été) dont les équations du modèle dynamique tiendront compte.

Les nitrites <sup>(2)</sup> sont des indicateurs de pollution au voisinage des côtes et des estuaires (voir figure 21). A quelques exceptions près <sup>(3)</sup>, les nitrites se diluent vers le large suivant une loi hydrodynamique normale.

Les nitrates sont consommés suivant un profil côte-large (cf. figure 20). Il ne s'agit pas là simplement d'un profil de dilution parce que le rapport nitrate/nitrite diminue simultanément (voir figure 22). Le fait que ces rapports passent à des valeurs nettement en dessous des normes aux mailles extrêmes et extérieures du réseau de mesure expérimental indique qu'il faut mettre cette consommation, peut-être exagérée d'azote sur le compte de la "promotion à la productivité" due aux phosphates <sup>(4)</sup>. Il en découle comme conséquence que le nitrate semble jouer ici le rôle de l'élément limitant au développement de la biomasse, sans toutefois que l'on puisse affirmer qu'il est le seul élément limitant.

---

(1) Norme prise en considération 70 µg N/l. référence Riley et Skirrow - Chemical Oceanography I. (1965).

(2) Norme prise en considération 3 µg N/l. référence cf. <sup>(1)</sup>

(3) Certains résultats des Technical Reports, loc.cit. <sup>(4)</sup>, sont sujets à caution. Dans l'état actuel de la technique des prélèvements, des échantillons assez chargés en matières en suspension (après tempête, etc.) sont délicats à analyser. Une étude est en cours à ce sujet.

(4) Cette conception est par ailleurs corrélée très positivement avec les mesures de productivité primaire (voir Technical Reports, série BIOL.00, loc. cit.). Tout se passe du point de vue azote, dans le cadre du réseau expérimental envisagé comme dans un système fermé : l'alternance des espèces étant la conséquence immédiate de l'épuisement du compartiment - non vivant ou vivant - qui leur sert de support. cf. Communication au colloque CIPS des 24-25 nov. 1971 : C. JOIRIS, Nutrients et biomasse (preprint).



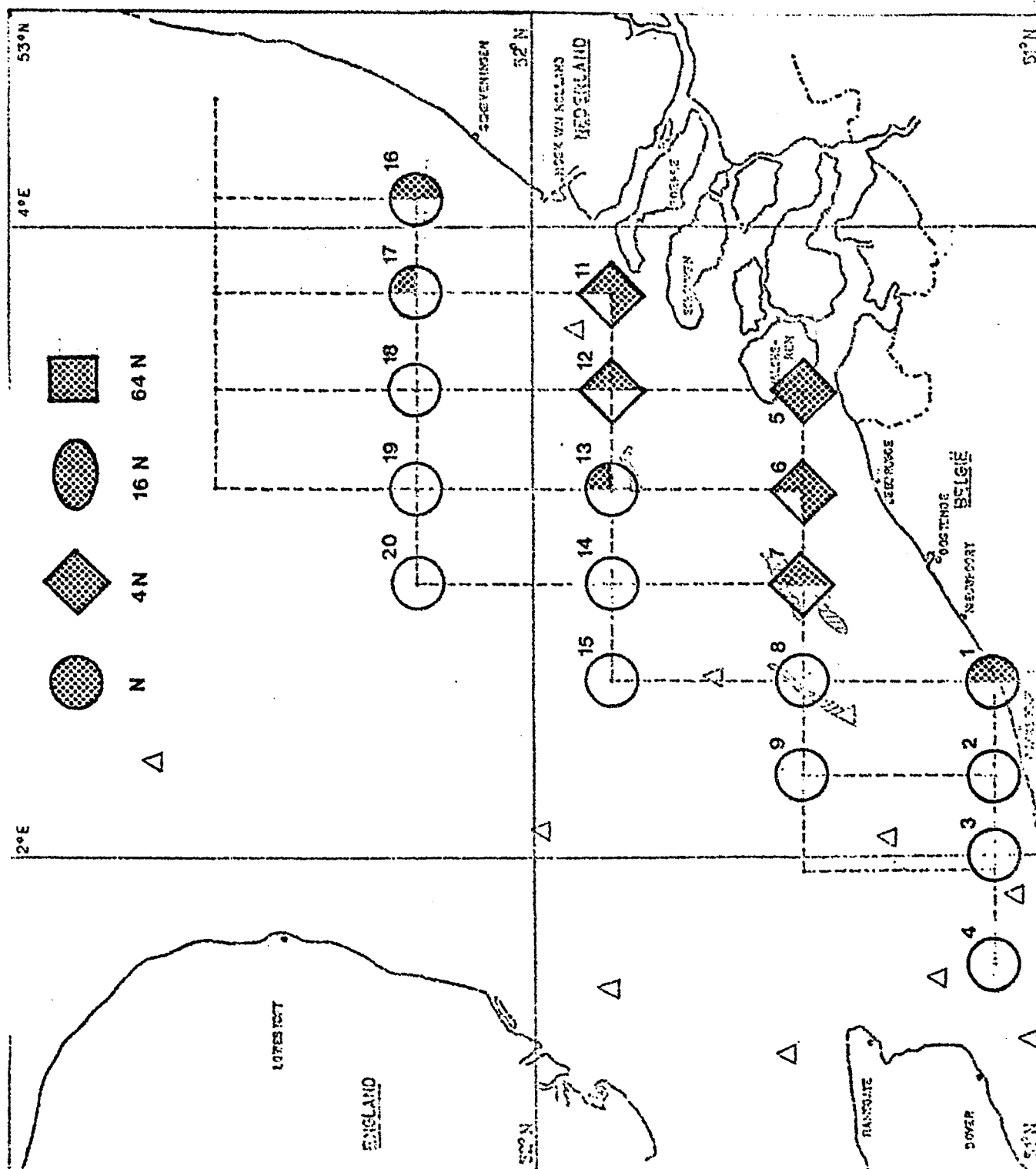


fig. 20 Répartition du nitrate dans le chenal (croisières 1 et 2). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale. Norme = 70  $\mu\text{g N/l}$ .

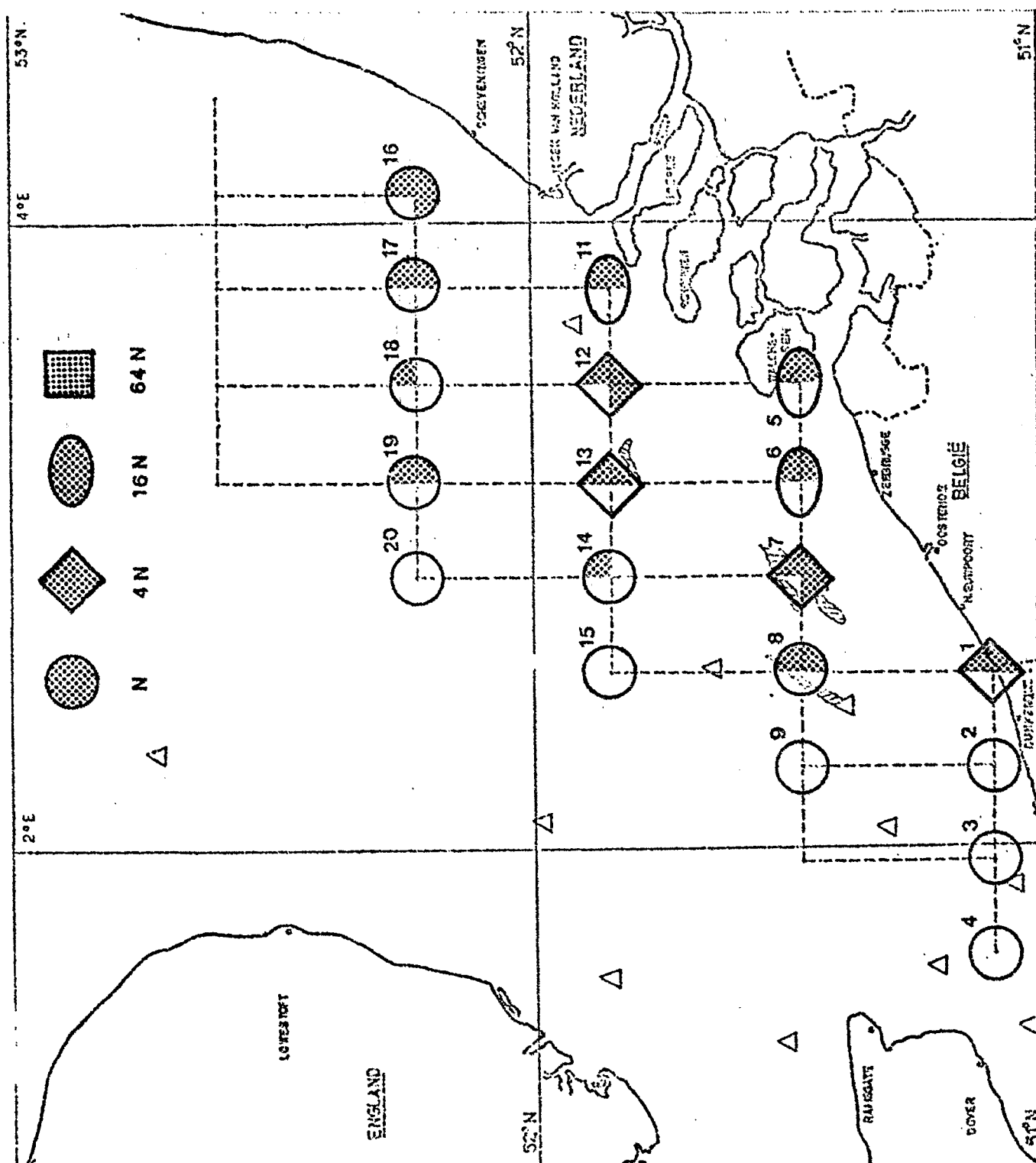


fig. 21 Répartition du nitrite dans le modèle (croisières 1 et 2). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale. Norme = 3  $\mu\text{g N/l}$ .

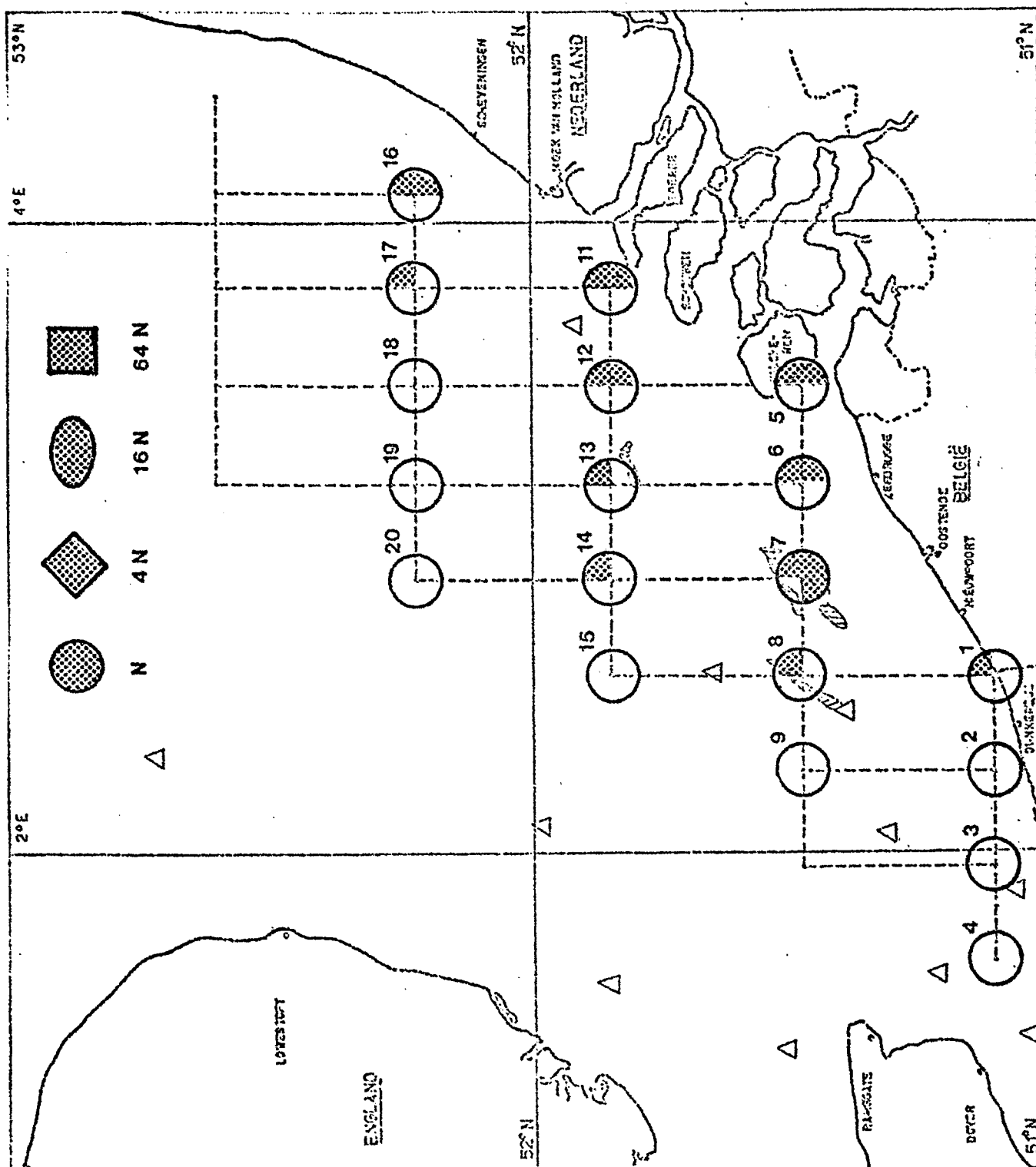


fig.22 Rapports nitrate/nitrite (croisières 1 et 2), moyennes intégrées. Norme = 23,3 .  
Les cercles non pointillés sont des valeurs en dessous de 25 % de la norme.



Dans la suite du programme (exercice 1972) la détermination de la silice dissoute sera introduite systématiquement<sup>(1)</sup>.

Il est évident qu'un bilan global de l'azote dans le modèle ne peut être fait actuellement puisque deux au moins des formes particulières importantes de l'azote (ammonium et urée) ne figurent pas dans les listes des paramètres routinisés, alors qu'on ne peut nier le rôle important que l'ammonium joue principalement dans les zones à faible profondeur à mobilisation importante au niveau benthique. Cette situation résulte du compromis à trouver entre une méthode d'échantillonnage fiable mais routinisée et des techniques analytiques parfois très subtiles. Nous ne sommes pas les seuls à avoir rencontré des difficultés dans ce domaine <sup>(2)</sup>.

Au cours de l'exercice 1972, nous entrons dans la chaîne des routines une détermination fiable de l'azote ammoniacal en utilisant une technique incrémentielle par type d'eau, associée à un programme de calcul qui tient compte des effets d'interférence ainsi mesurés.

## 2. - Paramètres biologiques associés

La productivité primaire, la teneur en chlorophylles et en phéophytines sont discutées en détail dans plusieurs rapports techniques <sup>(3)</sup> et dans le rapport du groupe biologie. Quelques considérations spécifiques sont présentées aux § IV et V du présent travail <sup>(4)</sup> afin qu'au stade actuel on puisse se rendre compte des corrélations possibles productivité - nutriments.

## 3. - Nutriments et productivité

Alors que l'analyse des nutriments avait été introduite originalement dans le programme du modèle mathématique comme paramètres informatifs à l'usage des spécialistes de la biomasse et dans le but de préciser certaines données relatives aux coefficients d'interaction, les résultats qui précèdent indiquent clairement qu'il faut les considérer désormais également comme des indicateurs de pollution au même titre que les autres éléments qui avaient été sélectionnés, tels les métaux lourds, les métabolites de pesticides, les résidus d'hydrocarbures, etc..

- 
- (1) Ce paramètre est par ailleurs indispensable pour la discussion des corrélations entre nutriments et diatomées, cf. Technical Report 1971/00 BIOL.05 - J. STEYAERT, Premier niveau trophique, détermination de la quantité totale des diatomées au cours de la croisière O, Lab. d'Océanologie U.L.B.
- (2) cf. Aviemore, Nato Science Committee (15-20 nov. 1971), recommandation section chemistry :... (iv) Regarding the distribution of nutrients, we recognise the incompleteness of the range of substances studied. We draw attention to the availability of methods capable of giving extensive information on dissolved ammonia and urea...
- (3) Technical Report 1971/00 BIOL.02-C.VAN BEVEREN, G. HOUVENAGHEL Analyse de la distribution de la chlorophylle, Laboratoire d'Océanologie U.L.B.
- (4) § IV.-L'indice de productivité en Mer du Nord, rapporteur J.P. MOMMAERTS  
§ V.-First trophic level, Analysis of photosynthetic pigments and phytoplankton, rapporteurs G. HOUVENAGHEL, J. STEYAERT, CH. VAN BEVEREN.

La productivité en général (la productivité primaire en est un indicateur) est certainement augmentée considérablement par la présence en Mer du Nord des produits de l'activité humaine (déchets ménagers et industriels); la question se pose : jusqu'où pourra-t-on aller dans cette voie sans arriver à des développements erratiques, signes avant-coureurs de la catastrophe finale ?

Cette optique pessimiste mais réaliste a déjà été signalée par nos collègues anglais <sup>(1)</sup>.

Il reste à examiner les implications quantitatives de la promotion à la productivité. Il est assez aisé de calculer les quantités globales de nutriments déversés (déchets ménagers et industriels cumulés) et consécutifs à l'activité humaine, au moyen des techniques modernes du calcul numérique. Ce calcul a été fait par JOHNSTON <sup>(2)</sup> pour des populations équivalentes à 65.000-200.000-650.000 et 2.000.000 d'habitants. Il apparaît ainsi que les activités cumulées de 2.000.000 d'habitants provoquent une décharge d'environ 100 Tonnes d'azote soluble et de 10 Tonnes de phosphore soluble par jour. Si cette quantité de nutriments est répartie dans une zone de 3 km<sup>2</sup> par exemple, elle donne évidemment un accroissement de concentration en nutriments, avec bien entendu toute une série d'implications biologiques. Le tableau 2, extrait du travail de JOHNSTON, nous classe les effets biologiques en 4 groupes distincts: (1) promotion générale, (2) écologie modifiée, (3) "Weeds and Worms" (4) mort totale, qui se succèdent en ordre inverse en fonction du degré de dilution. Il apparaît ainsi clairement que les produits cumulés de l'activité humaine de 2.000.000 d'habitants tuent tout dans une zone de 3 km<sup>2</sup>, que dans ces conditions, il faut 10 km<sup>2</sup> pour voir réapparaître le stade "Weeds and Worms" <sup>(3)</sup>, 30 km<sup>2</sup> pour voir réapparaître le stade écologie modifiée et enfin 100 km<sup>2</sup> pour voir réapparaître une promotion générale équilibrée. On notera incidemment qu'au stade promotion, la concentration en Phosphore est de l'ordre de 51 µg P/l., soit environ 3 x la norme prise en considération dans nos travaux et environ la concentration moyenne en phosphore répertoriée sur les cartes du modèle. On notera en outre, que la croissance des plantes est multipliée dans ces conditions par un facteur 3 et celles des animaux par un facteur 2,1.

La parole est aux spécialistes de l'étude de la productivité pour le calcul de la production en g de carbone/m<sup>2</sup> lorsqu'ils disposeront des éléments suffisants, ce qui ne pourrait tarder. Les valeurs estimées en Mer du Nord entre les années 1954 et 1956 d'après un document du "Marine Research U.K." s'échelonnent suivant les conditions locales entre 45 et 110 C/m<sup>2</sup>.

- (1) A. JAMES, Marine Pollution from estuaries, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working papers (preprint), Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971) volume II. "...From the evidence presented in the paper it would appear that discharge of nutrients from estuaries into the North Sea can cause both local and general increases in concentration. As the productivity of shallow marine environments is commonly limited by low concentrations of nutrients it would appear that these discharges could have important biological implications. It is intended that the next phase of this investigation will examine the effect on primary productivity"
- (2) JOHNSTON, Nutrients and Metals in the North Sea, loc. cit. page 2.
- (3) terme délicat à traduire parce que sa portée dépend des conditions locales et qui par ailleurs est utilisé entre guillemets dans le travail de JOHNSTON.

TABLEAU 2

Effect of nutrient enrichment in a pollution situation

(Extrait de JOHNSTON)

	General enhancement	Altered ecol- ogical balance	"Needs and Worms"	Stagnation and kill off
Daily discharge Sol. N Sol. P	$3 \times 10^3$ kg $3 \times 10^2$ kg	$10^4$ kg $10^3$ kg	$3 \times 10^4$ kg $3 \times 10^3$ kg	$10^5$ kg $10^4$ kg
Approximation equivalent population	65.000	200.000	650.000	2.000.000
Winter max. N conc. in $\mu\text{g N/l}$	336	672	1.848	5.208
Winter max. P conc. in $\mu\text{g P/l}$	51	102	282	800
Plant growth	x 3 (original spp)	x 8 (selected spp)	x 5 (narrow range spp-intermittent)	no persistent growth-possible isolated blooms
Animal growth	x 2,1 (original spp)	x 1,3 (selected spp)	no estimate available	no stable animal communities
Area affected in each category	3 km <sup>2</sup> 10 km <sup>2</sup> 30 km <sup>2</sup> 100 km <sup>2</sup>	3 km <sup>2</sup> 10 km <sup>2</sup> 30 km <sup>2</sup>	3 km <sup>2</sup> 10 km <sup>2</sup>	3 km <sup>2</sup>

Il est indispensable de noter ici que les travaux de Johnston n'ont volontairement pas tenu compte du fait que les décharges de l'activité humaine contiennent dans la réalité d'autres substances que des nutriments. La situation telle que décrite ci-dessus, n'est donc qu'un aspect du problème et pour en assurer une approche globale, il faudra encore tenir compte des effets inhibiteurs - parfois très spécifiques - dus à la présence de métaux lourds, de résidus d'hydrocarbures, de métabolites de pesticides, même en concentrations très faibles, sur l'évolution de la répartition des espèces. De là l'existence de toute une série de travaux du groupe physiologie qui ont fait l'objet de plusieurs rapports techniques discutés plus en détail dans le rapport général biologie. De toutes façons, il est clair que le groupe chimie doit dès à présent attacher plus d'importance à la détermination de paramètres liés à la masse de carbone (cellules vivantes et détritus ou produits de métabolisation) en équilibre avec les eaux étudiées. Nous introduisons dès l'exercice 1972 une mesure combinant la demande chimique en oxygène à la vitesse instantanée initiale de métabolisation de cette matière organique. Cette combinaison permet de tenir compte à la fois des quantités absolues à métaboliser et de la vitesse réelle de métabolisation naturelle compte tenu de la nature éventuellement polluée du milieu. Les paramètres auxquels il est fait allusion ici sont plus fondamentalement liés au mécanisme de "dépollution naturelle" que les mesures classiques parfois difficiles à interpréter TOD, COD, BOD.

En conclusion, on a l'habitude de considérer que tout ce qui se passe au large dans la Mer du Nord est normal; ce n'est strictement pas vrai quand on affine les représentations. S'il est vrai qu'il existe un problème côtier et local au niveau des décharges et des estuaires, il n'en est pas moins vrai que le problème du large est également préoccupant : l'ordre de grandeur des concentrations en nutriments est à peu près normal mais de toutes façons supérieur à la normale; il ne faut pas perdre de vue que cette "promotion à la productivité" permet - à court terme et de façon permanente - l'entrée dans la pyramide alimentaire des éléments toxiques et polluants (type métaux lourds pour se limiter à ceux-là) qui sont également présents dans les effluents et qui eux se présentent au large en concentrations beaucoup plus grandes que la norme.

## IX. - Les métaux

### 1. - Intercalibration.

La réalisation de cette partie du programme "sels métalliques" n'aurait pas été possible, tant du point de vue prélèvement d'échantillons, que du point de vue choix, sélection et standardisation des techniques d'analyse, si nous n'avions pas été engagés dans un programme d'intercalibration avec nos collègues anglais et néerlandais qui a été initié sous les auspices de l'I.C.E.S. De part et d'autre, des échantillons prélevés en Mer du Nord sont transférés dans des conditions bien définies et analysés par tous les laboratoires impliqués. Cela nous donne une base de discussion commune et nous n'avons que le souhait de voir s'intensifier cette façon de travailler.

#### 1.1. - Choix des techniques d'analyse

Sans entrer dans le détail de la discussion qui fait l'objet d'un rapport spécial <sup>(1)</sup>, disons que notre but premier était la comparaison de techniques analytiques différentes. Alors que les résultats marqués U.K. dans le tableau 3 se rapportent à des déterminations faites par absorption atomique après extraction par solvants, les résultats marqués B(1) sont relatifs à des méthodes par absorption atomique directe <sup>(2)</sup> et les résultats marqués B(2) sont relatifs à une méthode électro chimique <sup>(3)</sup>.

En ce qui concerne la comparaison de la méthode AA après extraction et la méthode de l'"anodic stripping", la concordance est bonne, surtout en ce qui concerne le cadmium et le zinc les écarts n'étant dus qu'à une différence de définition des compartiments analysés : "in solution" après filtration sur membrane 0,45 nm pour les résultats U.K.; "in solution + particulate" après filtration sur membrane 0,80 nm pour les résultats B(2). Notons que les écarts deviennent plus importants en ce qui concerne le cuivre ; la proportion de "particulate matter" étant plus importante. Les méthodes AA. directes sont plus délicates, l'hétérogénéité du milieu se marque nettement et particulièrement en ce qui concerne le four à graphite où le volume d'échantillon analysé (50 à 100 l par essai) est petit.

En conclusion, les cartes de répartition des métaux présentées ci-dessous ne se rapportent qu'aux moyennes intégrées (échantillons de juin à septembre 1971) des analyses faites par la technique électrochimique d'"anodic-stripping", à l'exclusion des résultats pour le mercure qui a été déterminé par AA sans flamme <sup>(4)</sup>.

---

<sup>(1)</sup> Technical Report CIPS, à paraître fin 1972.

<sup>(2)</sup> Méthode à la nacelle pour le zinc; méthode AA sans flamme, four à graphite, pour le cuivre.

<sup>(3)</sup> Technical report 1971 CHIM, G.GILLAIN, Trace Analysis by anodic stripping voltammetry, trace metals in North Sea, zinc, cadmium, lead, copper; Laboratory for Analytical Chem. U.Lg.

<sup>(4)</sup> Perkin-Elmer, Coleman, Mass 50.

INTERCALIBRATION.

Tableau 3

SAMPLES	IDENTIFICATION	POSITION	Traitement	Cu (µgr/l)			Zn (µgr/l)			Cd (µgr/l)		Mn (µgr/l)	Ni (µgr/l)
				B(1)	B(2)	U.K.	B(1)	B(2)	U.K.	B(2)	U.K.	U.K.	U.K.
UNITED KINGDOM	B <sub>1</sub>	53°33' N 00°08'W	u.f.	---	5.7	1.9	---	6.5	5.9	0.17	0.2	6.4	5.4
	C <sub>4</sub>	53°22'-1/2N 01°45'E	u.f.	---	4.4	0.4	---	2.6	1.9	0.17	0.2	1.1	0.3
	C <sub>5</sub>	53°23' N 02°28'E	u.f.	---	8.0	0.4	---	10.0	2.5	0.20	0.3	1.3	0.4
	D <sub>4</sub>	52°37' N 02°47'E	u.f.	---	5.7	1.1	---	2.2	1.9	0.16	0.05	4.0	0.7
	E <sub>4</sub>	51°38'-1/2N 01°53'E	u.f.	---	6.3	1.2	---	5.5	5.3	0.27	0.5	0.8	2.1
BELGIUM	M11 210971 1700 05	51°51'N 03°47'E	u.f.	12	5.3	2.4	26	4.2	6.0	0.18	0.46	1.5	1.7
	M12 210971 1645 05	51°51'N 03°28'E	n.u.f.	20	12.5	1.9	44	5.1	1.6	0.22	0.7	3.2	0.7
	M12 210971 1845 05	51°51'N 03°28'E	u.f.	≤4	8.0	1.3	13	7.0	3.6	0.26	0.2	0.9	1.0
	M13 210971 2000 05	51°51'N 03°09'E	u.f.	16	7.5	1.0	36	8.4	3.0	0.17	0.7	0.6	0.6
	M14 210971 2110 05	51°51'N 02°51;0E	u.f.	≤4	15.0	0.8	29	5.0	1.2	0.20	0.3	0.2	0.7
	M15 210971 2235 05	51°51'N 02°32;8E	u.f.	≤4	10.0	1.1	21	6.0	2.8	0.41	0.1	0.2	0.7

## 1.2.- Echantillonnage.

Tous les échantillons, dans une première étape et plus spécialement en ce qui concerne le large, ont été prélevés aux noeuds des mailles du réseau expérimental à une profondeur de -5 mètres et immédiatement stockés en deep-freezer dès leur prélèvement, transportés et répartis entre les divers laboratoires dans les mêmes conditions (chaîne de froid) de façon à éviter au maximum les pertes par adsorption, la diffusion étant réduite à son strict minimum <sup>(1)</sup>.

## 2. Résultats du réseau expérimental.

La répartition des métaux dans les sédiments et la matière en suspension est traitée au § VI <sup>(2)</sup> du présent chapitre.

A la restriction près que la phase examinée ici comprend les éléments en suspension passant le filtre de porosité 0,8 nm - aucune filtration ultérieure n'étant introduite dans le traitement de l'échantillon - tous les résultats obtenus ou presque sont situés dans les limites de concentration observées par nos collègues anglais au cours de leurs campagnes mai-juin 1971 et février 1972 <sup>(3)</sup>. A titre d'indication, nous reprenons ci-dessous les valeurs extraites du rapport présenté par P.G.W. JONES :

	<u>Dissolved</u>	<u>Particulate (°)</u>
Cu	0,3 - 3,0 µg/l.	0,1 - 8,9 µg/l.
Zn	0,8 - 12,0 µg/l.	3,9 - 25,5 µg/l.
Mn	0,3 - 15,9 µg/l.	0,1 - 50,2 µg/l.
Ni	0,3 - 5,4 µg/l.	0,1 - 1,4 µg/l.
Cd	0,0 - 1,6 µg/l.	0,0 - 0,4 µg/l.

(°) particulate = fraction which was leached from the filters by boiling with 0,1 N HCl and 100 volume H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> membrane filter 0,22 nm.

Les cartes représentatives présentées sont relatives aux moyennes intégrées des échantillons prélevés entre juin et octobre 1971 pour le plomb, le cuivre, le zinc, le cadmium et le mercure. Incidemment, les concentrations géochimiques d'équilibre calculées et les concentrations actuelles de ces mêmes éléments dans les océans atlantique et pacifique sont du même ordre de grandeur <sup>(4)</sup>. Nous avons donc choisi ces valeurs comme norme, caractéristique de l'état non pollué :

3 µg/l. pour le cuivre (voir figure 23) - 0,03 µg/l. pour le plomb (voir figure 24) - 0,11 µg/l. pour le cadmium (voir figure 25) - ./..

(1) Il s'agit d'une technique de prélèvement dans laquelle on procède, pour éviter les contaminations, par pompage direct et passage sur filtre millipore de porosité 0,8 nm (corps de pompe en teflon) et de très grande surface (102 cm<sup>2</sup>). Cette technique de prélèvement tient compte des impératifs de prélèvement sérieux, de la nécessité absolue d'une autonomie de rinçage préalable suffisante de l'installation (le choix d'une porosité inférieure diminue fortement cette autonomie) et permet d'éliminer les filtrations manuelles à bord avec les risques de contamination que cela implique.

(2) Premier aperçu sur la distribution et la composition des sédiments dans le réseau du modèle mathématique, rapporteur R. WOLLAST.

(3) ICES Study of Pollution of the North Sea, Working group, Charlottenlund 28-29 June 1972, Heavy metals in North Sea Water Masses, P.G.W. JONES.

(4) Concentrations extraites de Riley and Skirrow, Chemical Oceanography I (1965).

fig. 23 Répartition du cuivre (croisières 1 et 2). Norme = 3 µg/l.

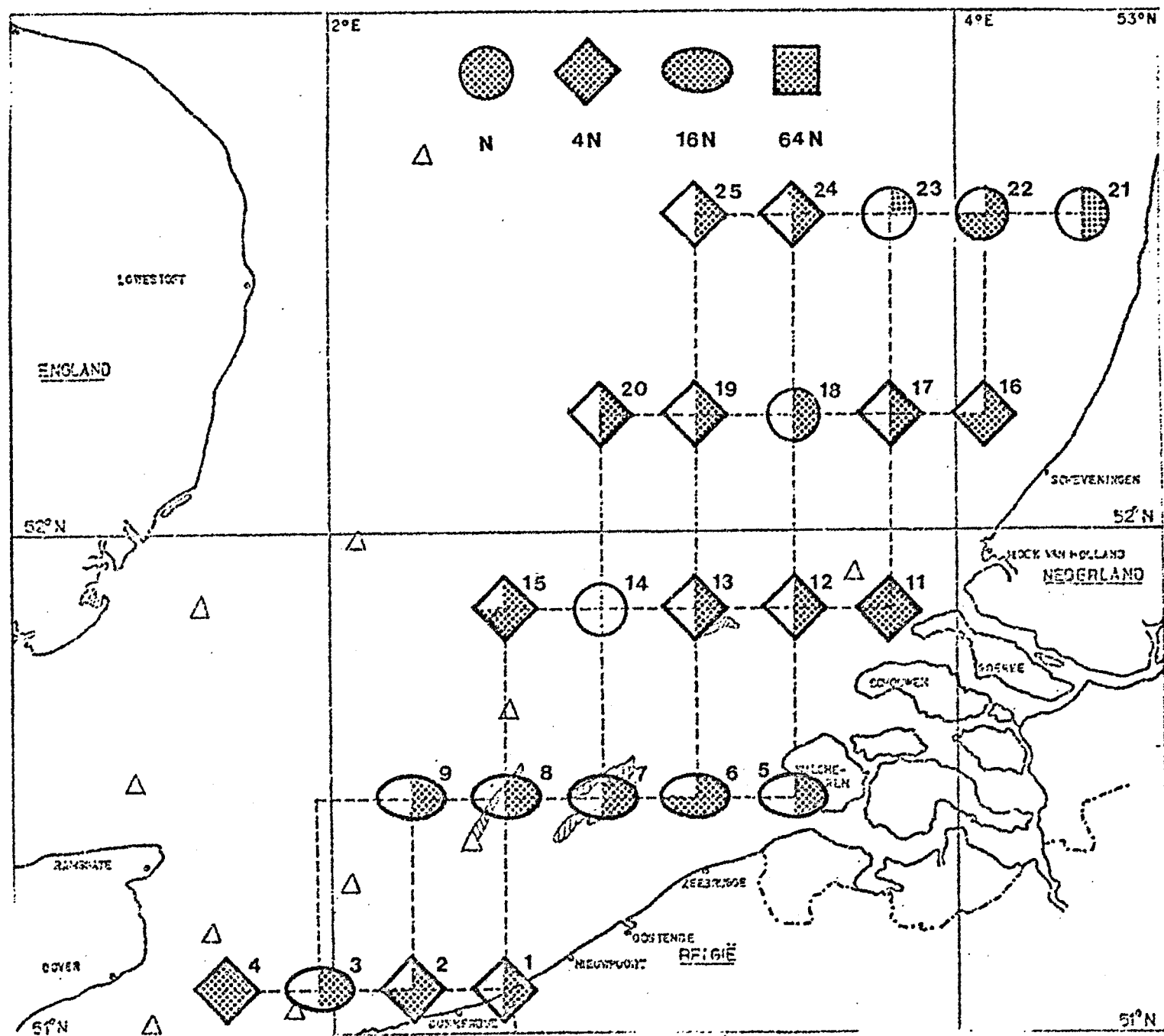




fig. 24 Répartition du plomb (croisières 1 et 2). Norme = 0,03 µg/l.

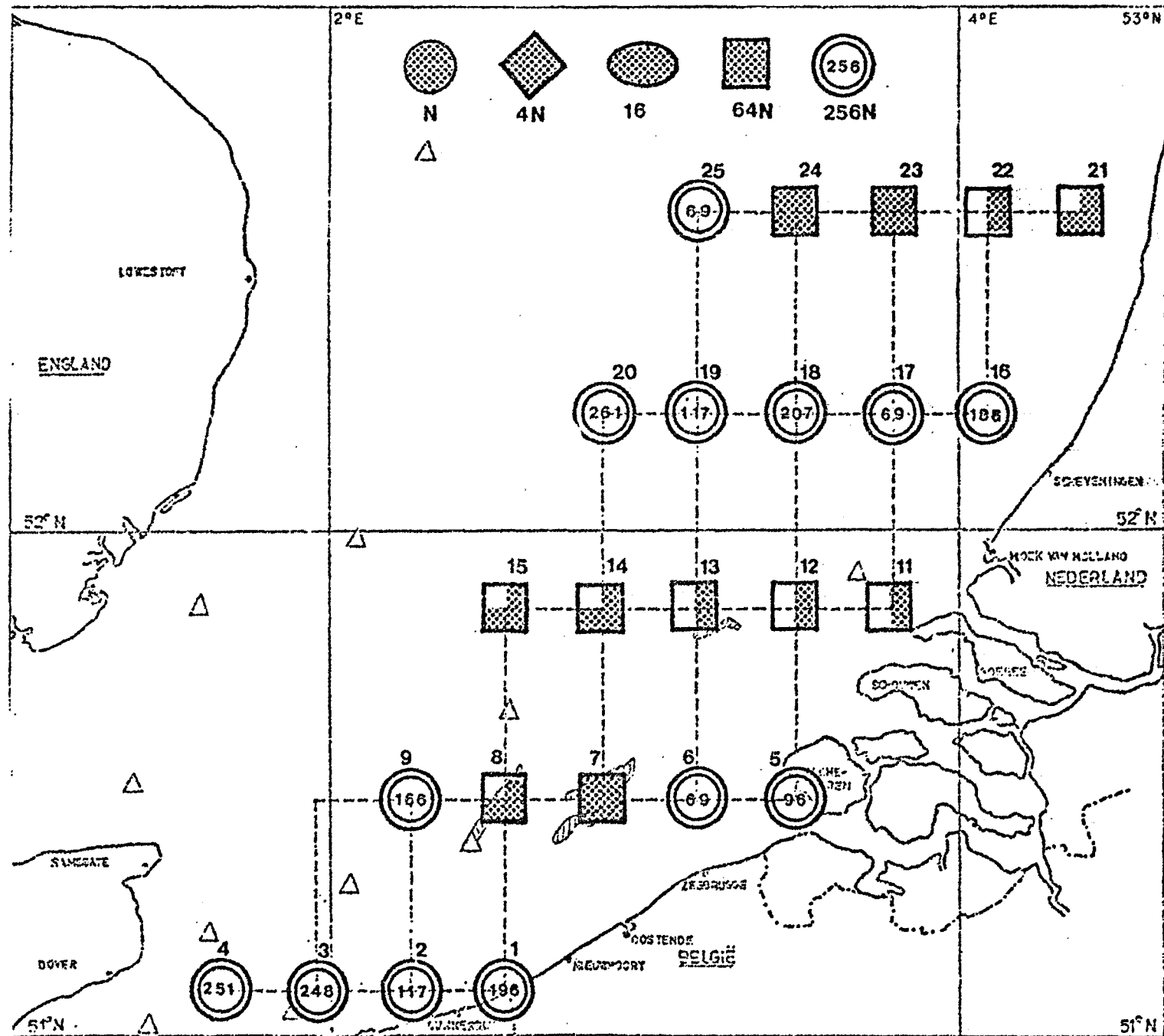
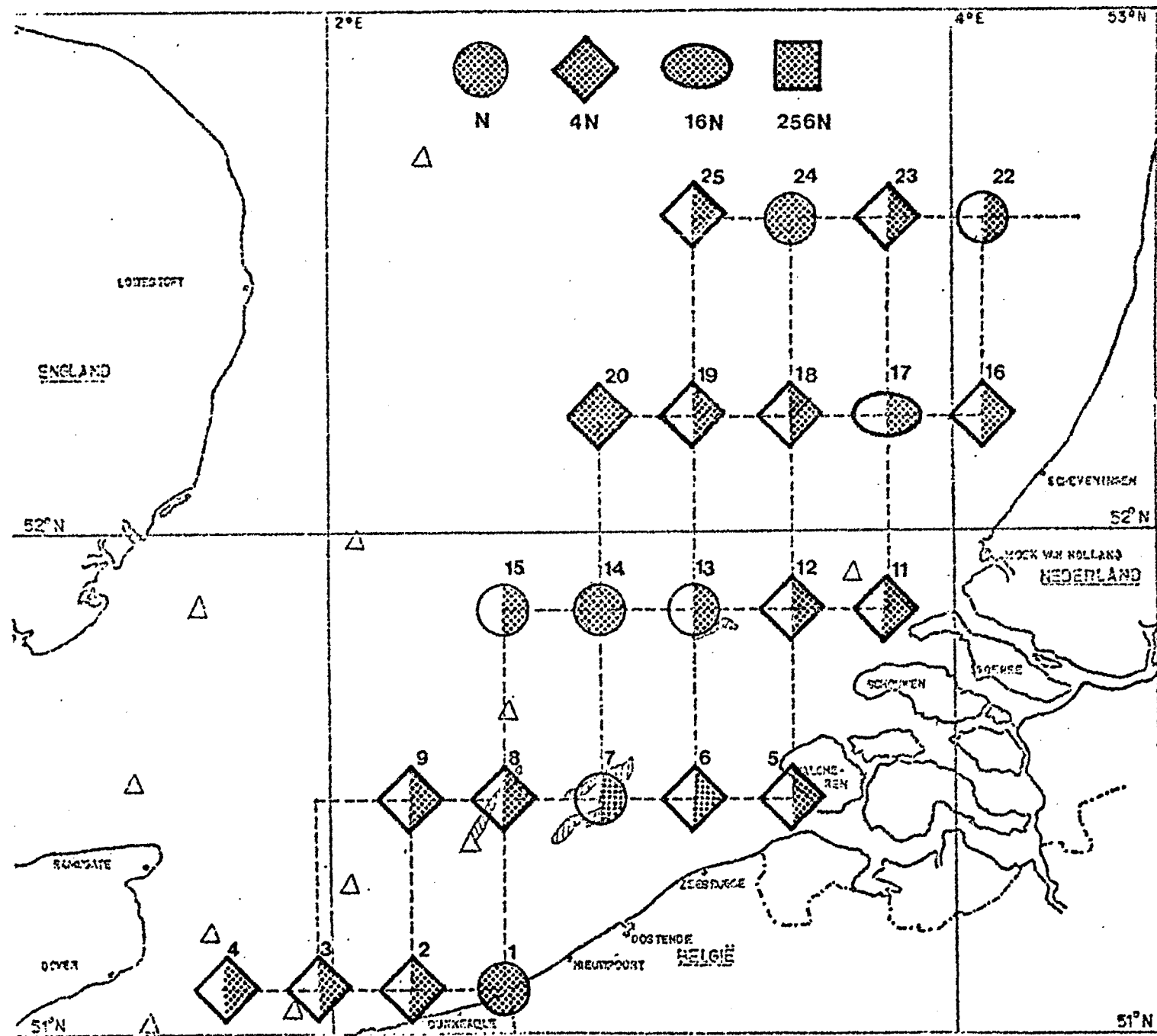


fig. 25 Répartition du cadmium (croisières 1 et 2). Norme = 0,11 µg/l.







10 g/ . pour le zinc (voir figure 26) - enfin 0,03 g/ . pour le mercure (voir figure 27).

Par rapport à ces valeurs et d'après A. PRESTON (communication privée, Aviemore 1971), sachant que la Mer du Nord met environ 2,5 ans pour se renouveler complètement par dilution vers les océans et pour un état stationnaire défini, on peut s'attendre à ce que la concentration "normale" pour la Mer du Nord soit 16 fois plus grande.

Même si l'on prend en considération la restriction faite ci-dessus, on constate que pour le plomb au moins, on dépasse largement ces valeurs. Pour le même élément, si l'on distingue une certaine influence des estuaires, combinée parfois avec la direction des courants résiduels, on distingue aussi des anomalies locales correspondant sans doute aux points de déversement et enfin une certaine "homogénéité" dans la répartition par rapport aux figures représentatives des autres métaux, qui indique clairement une interaction air-mer (le transport par aérosols des sels inorganiques de Pb a déjà été évoqué). Notons que pour le plomb, plus que pour tous les autres éléments dosés, les fluctuations d'un échantillon à l'autre, même pour le même site de prélèvement, sont principalement dues à la présence de "particulate matter" qui est le reflet de turbulences locales: la fraction "particulate" est beaucoup plus importante que la fraction "en solution" <sup>(1)</sup>.

Pour le cuivre, on distingue plus nettement l'influence des estuaires. Enfin, pour le cadmium et surtout pour le zinc la situation - en dehors de quelques anomalies locales - semble meilleure, mais ceci n'est qu'une illusion si l'on tient compte des tonnages réellement déversés par les estuaires.

TABLEAU 4

Afvoer Rhijn, debiet 2500 m<sup>3</sup>/s (in Ton/jaar)

	Water	Slib	Water : slib
Hg	23	94	1 : 4,0
As	435	1250	1 : 2,9
Cu	1090	1900	1 : 1,7

<sup>(1)</sup> Une étude de détail est envisagée pour l'exercice 1972.

Tableau 5.

Décharges annuelles de l'Escaut (°)

Elément	Tonnes/an
Cr	295
Cu	110
Zn	465
Pb	92
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	6.500
S	5.000
Mat. org. solides	27.000

(°) référence. R. WOLLAST, Discharge of particulate pollutants in the North-Sea by the Scheldt - Aviemore 1971.

Les tableaux 4 <sup>(1)</sup> et 5 donnent un aperçu de quelques effluents du Rhin, d'une part, de l'Escaut d'autre part. Tout se passe, en ce qui concerne le cadmium et surtout le zinc (et probablement également pour les autres métaux) comme si la "promotion à la productivité" dont il a été question au § 1 avait pour conséquence également une consommation de sels métalliques. Ceci est principalement clair en ce qui concerne la figure 25-26 on sait par ailleurs que le zinc est très rapidement métabolisé - et la consommation due à la promotion de la productivité est telle - que l'on tombe même souvent à des teneurs résiduelles en zinc inférieures à celles observées dans les océans. On ne pourrait choisir de meilleur exemple d'entrée d'éléments toxiques dans la pyramide alimentaire, mais ceci implique d'autre part que notre attention soit attirée davantage sur le bilan des mêmes éléments métalliques dans les compartiments phyto et zooplancton <sup>(2)</sup>.

Le cas du mercure (fig. 27) ne sera pas discuté longuement ici. Si les répartitions présentées sont conforme à la réalité, elles ne représentent cependant qu'une partie de cette réalité. La complexité des processus de mobilisation à partir des sédiments est évoquée au §VI;

---

<sup>(1)</sup> A.J. DE GROOT, Geochemical investigations in deltaic and adjacent aquatic areas; Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working papers, Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971) volume II (pre-print).

<sup>(2)</sup> La routinisation de ces déterminations implique (de même que pour les résidus de pesticides) la mise en fonction d'une chaîne prélèvement-lyophilisation prévue pour 1972. Les essais d'orientation ont montré, du moins pour le zinc, le cadmium et le mercure que les éléments "pénètrent" dans ces compartiments.

ajoutons-y que la carte annexée ne représente qu'une partie du mercure total véhiculé, les processus de fixation par chélation ou de masquage par les détritux, des composés organométalliques du mercure, ne nous semblent pas encore suffisamment claires pour pouvoir trancher au stade actuel.

ajoutons-y que la carte annexée ne représente qu'une partie du mercure total véhiculé, les processus de fixation par chélation ou de masquage par les détritux, des composés organométalliques du mercure, ne nous semblent pas encore suffisamment claires pour pouvoir trancher au stade actuel.



ajoutons-y que la carte annexée ne représente qu'une partie du mercure total véhiculé, les processus de fixation par chélation ou de masquage par les détritus, des composés organo-métalliques du mercure, ne nous semblent pas encore suffisamment claires pour pouvoir trancher au stade actuel.

## X. - Métabolites de pesticides <sup>(1)</sup>.

### 1. - Introduction.

Notre mission prévoit la recherche des pesticides organo-chlorés : le pp'DDT et ses métabolites, le DDE et le DDD ; le lindane ; l'heptachlore et son métabolite l'heptachlore époxide ; le groupe des cyclodiènes : aldrine, dieldrine et endrine, dans l'eau de mer et dans les sédiments.

### 2. - Méthode.

Parmi les différentes méthodes proposées dans la littérature, nous avons choisi celle de Law et Goerlitz (J.AOAC. 53 (6) 1276. 1970) qui remplit le mieux les conditions préalablement fixées. Son principal avantage est l'application de la technique du clean-up sur microcolonne qui n'exige qu'un faible volume de solvant ultra-pur au niveau de l'élution et la rend très rapide et particulièrement économique.

Les interférences des polychlorobiphényles (PCB) (\*) récemment signalées dans la littérature nous incitaient à une très grande prudence dans l'interprétation de nos résultats. La méthode de détermination devait être revue de manière à y inclure un stade d'identification des pics, la technique de confirmation par injection dans deux colonnes de polarité différente étant nettement insuffisante.

Après de longues recherches de mise au point, nous avons apporté certaines modifications à la méthode initiale.

#### Cas de l'eau de mer.

Les premiers stades de la méthode : filtration sur millipore, extraction par l'éther de pétrole, concentration de l'extrait sous vide, purification de l'extrait sur microcolonne d'alumine désactivée et séparation par deux élu-  
tions successives, sont maintenus.

Chacun des éluats obtenus est injecté sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub>. Nous avons adopté cette nouvelle colonne parce qu'elle possède un plus grand pouvoir de résolution permettant d'obtenir des pics plus hauts et plus étroits, donc plus nettement tranchés. Les limites de sensibilité ont pu être abaissées.

---

<sup>(1)</sup> extrait de : Technical Report Chim. Pesticides 01, J. HENRIET et P. GASPARD, Rapport sur les pesticides dans l'eau de mer et dans les sédiments.

---

(\*) Les PCB sont utilisés comme agents plastifiants et antithermiques. On peut les rencontrer sous plus de 50 formes isomériques.

<u>Pesticides.</u>	<u>Limites de sensibilité.</u>
pp'DDT	0.008 ng/ml
DDE	0.002 "
DDD	0.004 "
lindane	0.001 "
heptachlore	0.001 "
heptachlore époxide	0.001 "
aldrine	0.001 "
dieldrine	0.002 "
endrine	0.004 "

Si, à l'examen du chromatogramme du 1er éluat obtenu après passage sur colonne d'alumine, nous décelons certains pics correspondant aux temps de rétention des pesticides étudiés, nous procédons à une séparation supplémentaire sur colonne acide silicique - célite par une première élution avec 6 ml d'éther de pétrole, suivie d'une seconde élution avec 4 ml de solvants plus polaires (mélange d'acétonitrile, d'hexane et de dichlorométhane).

Dans ces conditions, le premier éluat contient les substances les moins polaires, notamment les PCB et certains pesticides : l'aldrine, une partie de l'heptachlore et du DDE. Le second éluat contient les substances plus polaires : le pp'DDT, le DDD, le lindane et le reste du DDE et de l'heptachlore.

Chacun des éluats est injecté en GLC sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub> avant et après hydrolyse par NaOH en milieu alcoolique.

Dans le cas du 1er éluat, la comparaison des deux chromatogrammes permet d'identifier, dans une certaine mesure, les constituants présents. Si les pics observés avant hydrolyse se maintiennent après hydrolyse, nous les identifions comme PCB, car ces derniers sont stables en présence de NaOH en milieu alcalin.

Dans le cas du 2ème éluat, si le pic correspondant au pp'DDT avant hydrolyse est supprimé après hydrolyse et que, en même temps, un pic plus important apparaît au temps de rétention du DDE, nous pouvons admettre que le pic initial avant hydrolyse était dû au DDT. Afin d'obtenir une plus grande certitude encore, nous confirmons le DDE (en fait, la somme DDE initial + DDE provenant de l'hydrolyse du DDT) en soumettant l'éluat à une oxydation par CrO<sub>3</sub> en milieu acide acétique et en injectant de nouveau sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub>. Dans ces conditions, le pic du DDE est supprimé et se retrouve sous forme d'un nouveau pic correspondant au temps de rétention du dichlorobenzophénone.

Si le pic correspondant au DDD avant hydrolyse est supprimé après hydrolyse et qu'il se retrouve sous forme d'un nouveau pic correspondant au temps de rétention du 2,2,bis-(p-chlorophényl)-1-chloroéthylène, nous pouvons admettre que le pic initial était du DDD.

Si le pic correspondant au lindane avant hydrolyse est supprimé après hydrolyse, nous l'identifions comme étant du lindane, ce pesticide en milieu NaOH alcoolique étant hydrolysé en trichlorobenzène. Pour une certitude plus grande encore, nous aurions voulu confirmer la présence du trichlorobenzène (probablement présent sous forme d'isomères) mais nos essais n'ont pas été couronnés de succès.

La dieldrine est identifiée lorsqu'un pic correspondant à son temps de rétention est observé dans le second éluat, après passage sur colonne d'alumine. En soumettant cet éluat à une attaque par l'acide sulfurique, la dieldrine étant complètement décomposée dans ces conditions, le pic observé avant l'attaque disparaît après celle-ci.

Le cas de l'heptachlore et de l'heptachlore époxide est beaucoup plus complexe. Au cours de nos essais de détermination des taux de récupération de l'heptachlore, nous avons observé que si ce pesticide est resté au contact de l'eau pendant un temps relativement long, les taux de récupération sont particulièrement faibles. L'heptachlore est-il instable en milieu aqueux ? C'est la question que nous nous posons. Jusqu'à ce jour, le peu d'expérimentation sur ce point ne nous permet pas d'y répondre. Nous devons signaler que dans tous les échantillons (eau de mer et sédiments) analysés actuellement, nous n'avons pas mis en évidence la présence d'heptachlore ou de son métabolite, l'heptachlore époxide. Cependant, avant de tirer des conclusions définitives sur une décomposition éventuelle de l'heptachlore dans l'eau, une grande prudence s'impose. Nous espérons solutionner ce problème au cours de recherches ultérieures.

Dans le groupe des cyclo-diènes : aldrine, dieldrine et endrine, nous avons indiqué la technique d'identification de la dieldrine dont la présence a été observée dans certains échantillons examinés. Par contre, l'aldrine et l'endrine n'ont jamais été décelés.

Dans notre procédé d'identification, l'aldrine devrait se trouver dans la fraction des PCB. Ces derniers n'interfèrent pas et ne posent pas de grandes difficultés dans la recherche de l'aldrine. Toutefois, au cours de nos essais de détermination des taux de récupération, nous avons observé une certaine décomposition de l'aldrine en milieu aqueux. Ce point sera étudié en même temps que celui de l'heptachlore.

L'endrine se retrouve dans le second éluat où, jusqu'à ce jour, nous n'avons observé aucune interférence.

#### Cas des sédiments.

L'examen des sédiments a posé un problème supplémentaire. Si on injecte en GLC l'extrait de sédiment obtenu après extraction à l'éther de pétrole, on obtient un chromatogramme qu'il n'est pas possible d'interpréter, la plupart des pics sortant de l'échelle de l'enregistreur aux sensibilités utilisées. La littérature signale que ces pics seraient dus à des composés soufrés. Un traitement préalable au mercure permet de les éliminer. Nous avons pu vérifier la validité de ce procédé et la méthode, dans le cas des sédiments, a donc été modifiée en conséquence.

La méthode d'identification et de détermination des pesticides dans l'eau de mer est schématisée dans l'annexe n° 1.

### 3. Résultats.

Les résultats sont rapportés en :

- annexe n° 2. eau de mer, croisière 1971/01. Série M01 à M15, à 3 niveaux.
- annexe n° 3. eau de mer, croisière 1971/02. Série M16 à M25, à 3 niveaux.
- annexe n° 4. eau de mer, croisière 1971/03. Série M51 à M72, à 2 niveaux.
- annexe n° 5. eau de mer, croisière 1972/01. Série M01 à M25, à 2 niveaux.
- annexe n° 6. sédiments, croisière 1971/03. Série M51 à M72.
- annexe n° 7. sédiments, croisière 1972/01. Série M01 à M25.

Le peu de résultats disponibles actuellement ne nous permet pas de tirer des conclusions définitives. En résumé, les résultats peuvent se synthétiser comme suit :

#### Cas des eaux de mer.

- le pp'DDT, le DDE et la dieldrine se retrouvent dans plusieurs échantillons, mais à des concentrations relativement très faibles, toujours en dessous de 0.1 ppb pour le DDT et de 0.01 ppb pour le DDE et la dieldrine.
- la présence de lindane, d'heptachlore, d'heptachlore époxyde, de DDD, d'aldrine et d'endrine n'a pu être mise en évidence malgré la grande sensibilité de la méthode. Mais, comme nous l'avons signalé plus haut, il est possible que l'heptachlore, l'heptachlore époxyde et l'aldrine soient instables en milieu aqueux. Cette hypothèse doit être vérifiée par des recherches complémentaires. Si elle se vérifie, elle expliquerait l'absence de ces pesticides.
- Malgré le peu de résultats concernant les PCB (uniquement croisière 1972/01), il semble que ces produits sont relativement polluants.

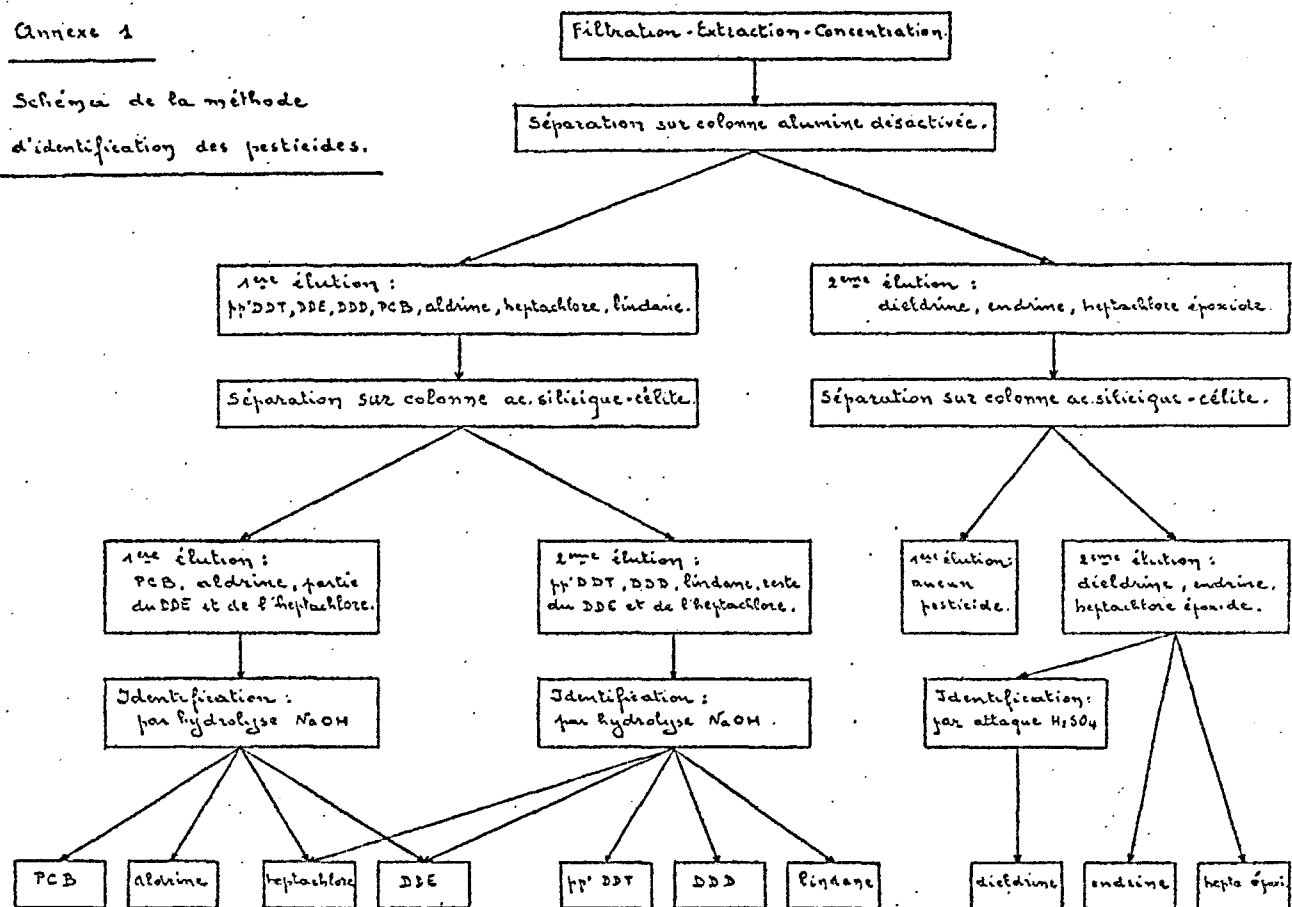
#### Cas des sédiments.

Les concentrations en pesticides sont plus élevées dans le cas des sédiments.

- le pp'DDT, le DDE et la dieldrine se retrouvent dans tous les échantillons. Les concentrations sont de l'ordre de 2 à 4 ppb pour le DDT et de 0.5 à 1.0 ppb pour le DDE et la dieldrine.
- le lindane a été mis en évidence dans pratiquement tous les échantillons alors que sa présence n'avait pas été décelée dans les échantillons d'eau. Il se retrouve en concentrations variant entre 0.2 et 0.8 ppb.
- le DDD a été décelé dans quelques échantillons, à des concentrations pouvant atteindre 1 ppb.
- de même que dans le cas des eaux, la présence d'heptachlore, d'heptachlore époxyde, d'aldrine et d'endrine n'a pas été observée.
- les PCB sont présents dans tous les échantillons, les concentrations pouvant varier de 2 à 20 ppb.

# Annexe 1

Schéma de la méthode  
d'identification des pesticides.



Annexe n° 2.

[illegible]

**Conditions.**

- Prélèvements à trois niveaux : surface (S), mi-profondeur (M) et profondeur (P).
- Purification : uniquement sur colonne d'alumine désactivée à 5 % d'eau.
- G.L.C. : sur colonne SE.30 14 %.
- Confirmation : G.L.C. sur colonne Carbowax 20 M 20 %.  
G.L.C. sur colonne 4 % OV, - 6 % QF, pour les stations K07 -  
N08 - M11 - M12 - M13 - M14 - M15.
- Identification : aucune identification par tests chimiques (interférence des PCB possible).
- Résultats : concentration en pesticides, exprimée en ng/ml (ppb).

Stations.	Prélèv.	pp'DDT	DDE	DDD	lin- dane	hepta- chlore	hept. épo- xide	aldrine	diel- drine	en- drine
M01.28/06/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M02.30/06/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M03.01/07/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M04.29/06/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M05.02/07/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M06.23/06/71.	S M P	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M07.25/06/71. (*)	S M P	0.010 0.010 0.010	0.007 0.007 0.007	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
M08.05/07/71. (*)	S M P	0.055 0.070 0.070	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	0.010 0.010 0.010	- - -

...

Annexe n° 2 (Suite).

.../...

Stations.	Prélèv.	pp'DDT	DDE	DDD	lin- dane	hepta- chlore	hept. épo- xide	aldrine	diel- drine	en- drine
M09.24/06/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M11.07/07/71. (*)	S	0.015	0.003	-	-	-	-	-	0.007	-
	M	0.014	0.003	-	-	-	-	-	0.007	-
	P	0.015	0.003	-	-	-	-	-	0.007	-
M12.08/07/71. (*)	S	0.014	0.003	-	-	-	-	-	0.002	-
	M	0.014	0.003	-	-	-	-	-	0.002	-
	P	0.014	0.003	-	-	-	-	-	0.002	-
M13.08/07/71. (*)	S	0.012	0.008	-	-	-	-	-	-	-
	M	0.012	0.008	-	-	-	-	-	-	-
	P	0.010	0.008	-	-	-	-	-	-	-
M14.09/07/71. (*)	S	0.024	0.007	-	-	-	-	-	-	-
	M	0.024	0.007	-	-	-	-	-	-	-
	P	0.024	0.007	-	-	-	-	-	-	-
M15.09/07/71. (*)	S	0.032	0.005	-	-	-	-	-	-	-
	M	0.032	0.005	-	-	-	-	-	-	-
	P	0.032	0.005	-	-	-	-	-	-	-

(\*) Ces résultats ont été obtenus après confirmation supplémentaire sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub>, mais sans identification.



Annexe n° 3.

RESULTATS DE LA CROISIERE 1971/02. PAU

\*\*\*\*\*

Conditions.

- Prélèvements à trois niveaux : surface (S), mi-profondeur (N) et profondeur (P).
- Purification : uniquement sur colonne d'alumine désactivée à 5 % d'eau.
- G.L.C. : sur colonne SE.30 18 %.
- Confirmation : G.L.C. sur colonne Cartowax 20 N 20 %.
- G.L.C. sur colonne 4 % OV<sub>1</sub> - 6 % QF<sub>1</sub> pour les stations M16 - M21 - M22.
- Identification : aucune identification par tests chimiques (interférence des PCB possible).
- Résultats : concentration en pesticides, exprimée en ng/ml (ppb).

Stations.	Prélèv.	pp'DDT	DDE	DDD	lin-dane	hepta-chlore	hept-épo-xide	aldrine	diel-drine	en-drine
M16.17/08/71. (*)	S	-	-	-	-	-	-	-	0.003	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	0.003	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	0.003	-
M17.17/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M18.18/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M19.18/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M20.19/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M21.26/08/71. (*)	S	0.033	-	-	-	-	-	-	0.003	-
	N	0.033	-	-	-	-	-	-	0.003	-
	P	0.033	-	-	-	-	-	-	0.003	-
M22.25/08/71. (*)	S	0.024	-	-	-	-	-	-	0.002	-
	N	0.024	-	-	-	-	-	-	0.002	-
	P	0.024	-	-	-	-	-	-	0.002	-
M23.25/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M24.24/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M25.24/08/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(\*) Ces résultats ont été obtenus après confirmation supplémentaire sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub>, mais sans identification.

Annexe n° 4.

### RESULTATS DE LA CROISIERE 1971/03.

EAT

+ . + . + . + . + . + . + . + . + . + . + . + .

✦✦

Conditions.

- Prélèvements à deux niveaux : surface (S) et profondeur (P).
- Purification : uniquement sur colonne d'alumine désactivée à 5 % d'eau.
- G.L.C. : sur colonne SE.30 1S %.
- Confirmation : G.L.C. sur colonne Carbowax 20 M 20 %.  
G.L.C. sur colonne 4 % OV-17 - 6 % QF, pour les stations ZG54 - M50 - M61 - M52 - M63 - M60.
- Identification : aucune identification par tests chimiques (interférence des PCB possible).
- Résultats : concentration en pesticides, exprimée en ng/ml (ppb).

[illegible]

...

Annexe n° 4 (Suite).

.../...

Stations.	Prélèv.	pp'DDT	DDE	DDP	lin- dane	hepta- chlore	hept. épo- xide	aldrine	diel- drine	en- drine
M56.14/09/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M67.14/09/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ZG68.30/11/71. (*)	S	0.070	0.004	-	-	-	-	-	0.002	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	0.002	-
ZG70.30/11/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M72.15/09/71.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(\*) Ces résultats ont été obtenus après confirmation supplémentaire sur colonne OV<sub>1</sub>/QF<sub>1</sub>, mais sans identification.



Annexe n° 5 (Suite).

.../...

Stations.	Tr/Rv.	pp'DDT	DDE	DDD	Din- dane	hepta- chlore	hept. épo- xide	aldrin	dield- rine	en- drine	TCB
M22.060172.1430. 1445.	S/00 V/34	0.010 0.012	- -	- -	- -	- -	- -	- -	0.003 0.003	- -	0.05 0.05
M23.060172.0830. 0845.	S/00 V/29	- 0.015	- -	- -	- -	- -	- -	- -	0.003 0.003	- -	0.05 0.05
M24.050172.1500. 1510.	S/00 F/32	0.010 0.010	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
M25.050172.0920. 0930.	S/00 V/34	0.010 0.010	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -

(\*) Etant donné le nombre d'insérèdes des PCB, il n'est pas possible d'obtenir des valeurs absolues. Les résultats rapportés doivent être considérés comme une grandeur approximative de la concentration de ces composés dans l'eau de mer.

Annexe n° 6.

RESULTATS DE LA CROISIERE 1971/03. SEDIMENTS  
+ + + + + + + + + + + + + + + + + +

Conditions.

- Purification : sur colonne d'alumine désactivée à 5 % d'eau.  
sur colonne d'acide silicique - célite.
- G.L.C. : sur colonne 4 % OV<sub>1</sub> - 6 % QF<sub>1</sub>.
- Identification : par tests chimiques.
- Résultats : concentration en pesticides, exprimée en ng/ml (ppb).  
estimation de la concentration en PCB, exprimée en ng/ml  
(ppb) (\*).

| Stations.     | pp'DDT | DDE    | DDD | lin-dane | hepta-chlore | hept-épo-ride | aldrine | dieldrine | en-drine | PCB |
|---------------|--------|--------|-----|----------|--------------|---------------|---------|-----------|----------|-----|
| M55.13/09/71. | 2.4    | 0.85   | -   | 0.50     | -            | -             | -       | 2.20      | -        | 5   |
| M58.09/09/71. | 2.2    | 0.54   | -   | 0.50     | -            | -             | -       | 0.70      | -        | 4   |
| M62.10/09/71. | 2.3    | Traces | -   | 0.20     | -            | -             | -       | 0.65      | -        | 5   |
| M66.14/09/71. | 1.8    | 0.54   | -   | 0.29     | -            | -             | -       | 0.29      | -        | 5   |
| M72.15/09/71. | 2.6    | Traces | -   | 0.36     | -            | -             | -       | 0.76      | -        | 5   |

(\*) Etant donné le grand nombre d'isomères des PCP, il n'est pas possible d'obtenir des valeurs absolues. Les résultats rapportés doivent être considérés comme une grandeur approximative de la concentration de ces composés dans les sédiments.

[illegible]

- Purification : sur colonne d'alumine déactivée à 5 % d'eau.  
sur colonne d'acide silicique - célite.
- G.L.C. sur colonne : 5% OV<sub>17</sub> - 6 % QF<sub>1</sub>.
- Identification : par tests chimiques.
- Résultats : concentration en pesticides, exprimée en ng/ml (ppb).  
estimation de la concentration en PCB, exprimée en ng/ml (ppb)(\*).

| Stations.        | pp'DDT | DDE    | DDB    | lin-<br>dane | hepta-<br>chloro | hept.<br>epi-<br>oxide | aldrine | dield-<br>rine | en-<br>drine | PCB |
|------------------|--------|--------|--------|--------------|------------------|------------------------|---------|----------------|--------------|-----|
| K01.030172.1530. | 3.2    | 0.65   | -      | 0.28         | -                | -                      | -       | 0.54           | -            | 5   |
| K02.030172.2300. | 2.8    | 0.65   | 0.37   | 0.40         | -                | -                      | -       | 0.70           | -            | 4   |
| K03.040172.0900. | 4.5    | Traces | -      | 0.25         | -                | -                      | -       | 0.54           | -            | 5   |
| K05.100172.1500. | 2.8    | 1.33   | 1.00   | 0.67         | -                | -                      | -       | 1.00           | -            | 20  |
| K06.100172.1900. | 3.6    | 1.32   | Traces | -            | -                | -                      | -       | 0.22           | -            | 10  |
| K07.070172.1315. | 3.4    | 1.33   | 0.52   | 0.60         | -                | -                      | -       | 1.63           | -            | 10  |
| K08.070172.0315. | 3.3    | 1.12   | 0.41   | 0.50         | -                | -                      | -       | 1.00           | -            | 8   |
| K18.120172.1045. | 3.3    | 0.55   | -      | 0.21         | -                | -                      | -       | 0.54           | -            | 2   |
| M19.110172.1445. | 3.0    | 0.63   | -      | 0.38         | -                | -                      | -       | 0.61           | -            | 4   |
| K20.110172.1000. | 3.4    | Traces | -      | 0.22         | -                | -                      | -       | 0.72           | -            | 4   |
| K22.060172.1630. | 3.0    | 0.52   | -      | 0.22         | -                | -                      | -       | 0.64           | -            | 2   |
| K23.060172.0630. | 4.2    | 0.52   | -      | 0.36         | -                | -                      | -       | 0.95           | -            | 4   |
| K24.050172.1500. | 2.3    | 0.77   | -      | 0.50         | -                | -                      | -       | 0.70           | -            | 2   |
| K25.050172.0900. | 2.6    | 0.42   | -      | 0.50         | -                | -                      | -       | 0.54           | -            | 2   |

(\*) Étant donné le grand nombre d'isotopes des PCB, il n'est pas possible d'obtenir des valeurs absolues. Les résultats rapportés doivent être considérés comme une mesure approximative de la concentration de ces composés dans les sédiments.

## XI.- L'indice de productivité en Mer du Nord

Une population phytoplanctonique peut n'avoir une productivité globale importante que grâce au grand nombre de ses individus. Dans d'autres cas, la même productivité globale peut être mesurée pour une population moins nombreuse mais plus active. Il importe donc de connaître le rapport productivité/biomasse (*productivity index* ou encore *productance*) pour apprécier l'état physiologique d'une population. Cet état physiologique peut lui-même refléter l'état de l'environnement (favorable ou défavorable, non pollué ou pollué).

La mesure de la biomasse peut s'obtenir de plusieurs manières. Le comptage direct des cellules après fixation est une méthode. Cependant beaucoup de cellules (nannoplancton surtout) échappent au comptage pour des raisons diverses. L'autoradiographie résout en principe ces problèmes (voir discussion dans *Autoradiography as a tool in primary production research*).

L'analyse de la chlorophylle dans l'eau peut donner, moyennant certaines précautions, une indication acceptable sur la biomasse du phytoplancton, de telle sorte qu'on peut étudier le rapport productivité/chlorophylle aux différents points du réseau. On pourrait ici parler de « rendement de la chlorophylle », puisque c'est la chlorophylle qui permet la photosynthèse d'où découle la productivité.

Le calcul de ce rapport a été fait en se basant sur les résultats d'analyse de chlorophylle du Laboratoire d'Anatomie Comparée (U.L.B.) et sur nos valeurs de productivité (*Pot. prod.*) aux mêmes points.

Du fait de la non-simultanéité des prises, la plupart de nos mesures de productivité se rapportent à une valeur de chlorophylle comprise entre deux valeurs extrêmes de contenu en chlorophylle correspondant à deux étales de marée. Ceci explique l'aspect de notre graphique où une ligne verticale exprime chaque fois l'étendue possible des valeurs de chlorophylle pour une valeur de productivité primaire donnée. Incidemment, on voit que la variation tidale de biomasse, mesurée comme chlorophylle, ne dépasse que rarement 100 %.

Un autre fait se dégage de l'analyse des résultats. Le nannoplancton manifeste une activité spécifique plus importante que le microplancton (quand



on compare des échantillons où on ne trouve que du nanoplancton ou du microplancton seul).

Ce fait avait déjà été noté par plusieurs auteurs (et récemment <sup>(1)</sup> encore par Malone, 1971). Nous avons trouvé les indices de productivité moyens de 5,2 pour le nanoplancton et de 2 pour le microplancton tels que nous avons pu recalculer les contenus théoriques totaux en chlorophylle a, pour chaque station en utilisant chaque fois les données partielles de productivité pour nanoplancton et microplancton, que nous avons obtenues grâce à la filtration fractionnée. Ces valeurs de chlorophylle théoriques ainsi dérivées de mesures de productivité sont en meilleure corrélation avec les valeurs de chlorophylle effectivement trouvées en mer que les valeurs de productivité elles-mêmes.

Nous avons ainsi probablement circonvenu une des raisons pour lesquelles il est souvent malaisé de trouver une relation satisfaisante entre productivité primaire et chlorophylle a, en dehors des périodes d'intense développement phytoplanctonique (*blooms*).

Nos graphiques permettent en outre de distinguer deux groupes de points traduisant des situations « anormales » : les points 6 et 7 sont hautement productifs pour leur teneur en chlorophylle (pollution à effet promoteur ?). Les points 8, 11 et 13 sont très peu productifs (pollution à effet toxique ?). La figure 32 illustre de façon particulièrement imagée ces déviations à une situation générale de référence typique d'une croisière donnée.

---

(1) T.C. MALONE, (1971), Diurnal rhythms in netplankton and nanoplankton assimilation ratios, in Marine Biology, vol. 10, 4, pp. 285-289.

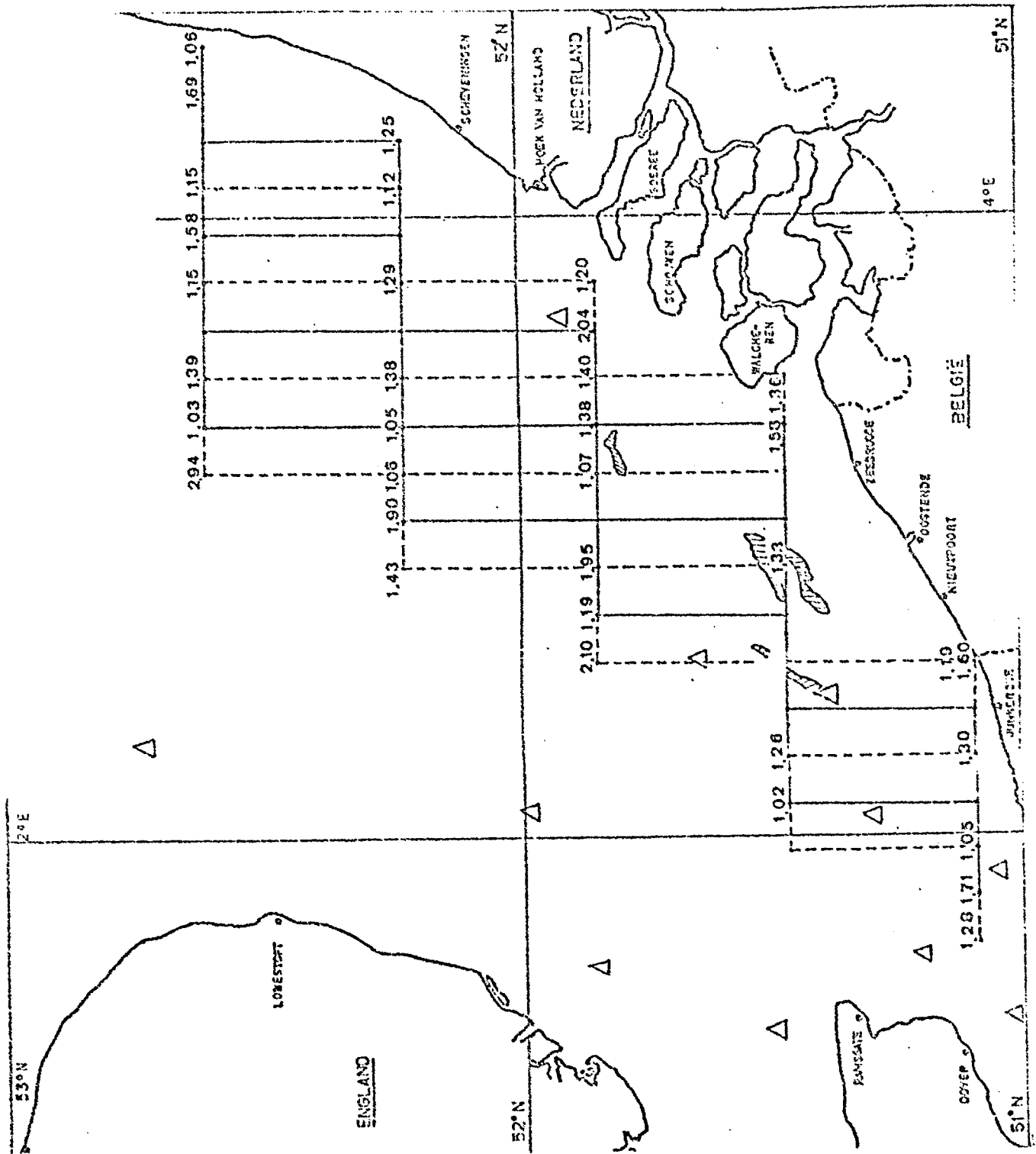
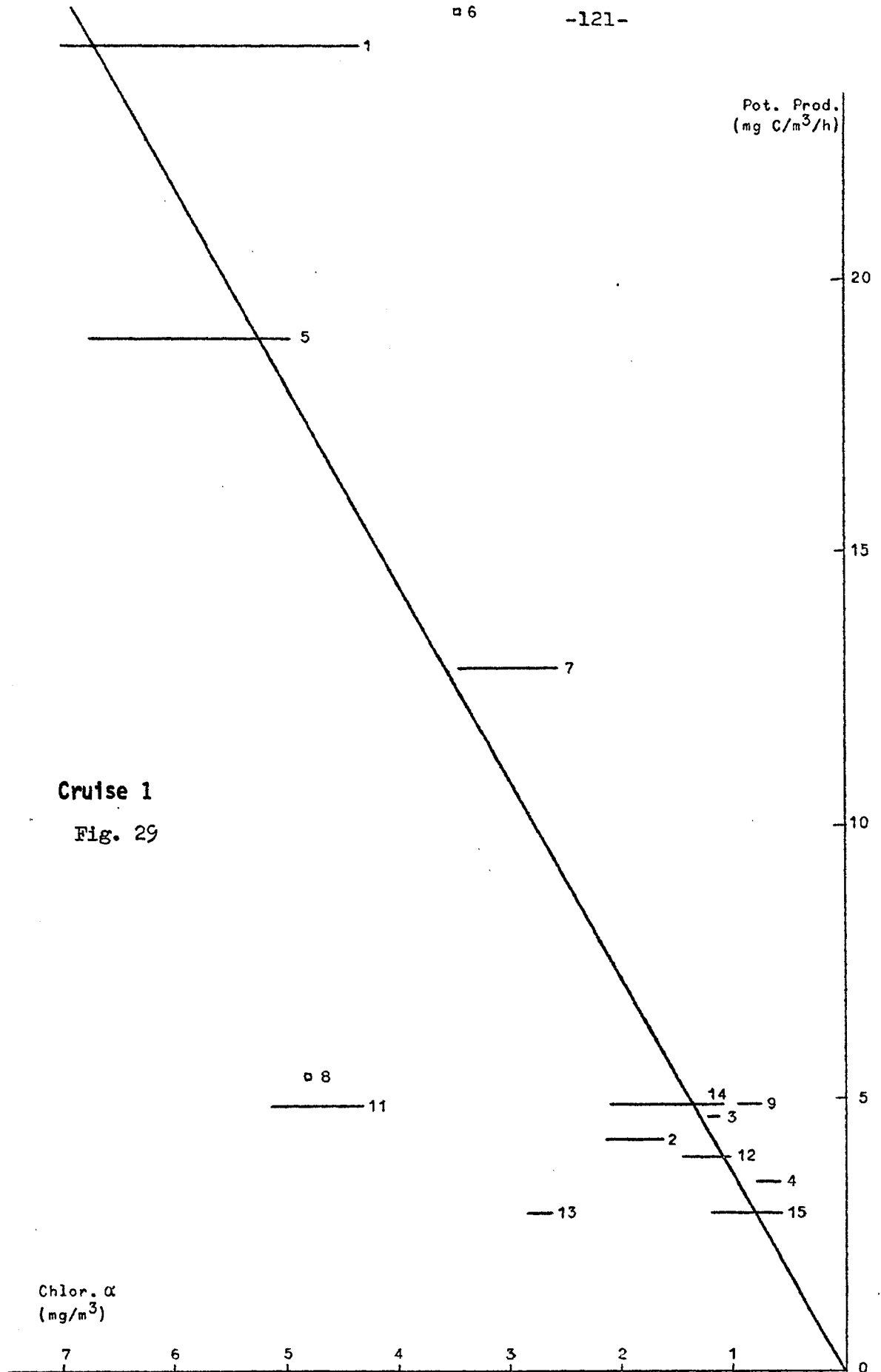


Fig. 28 Phyto variations with tide (computed from chlorophyll report).  
Cruises 1, 2 and 3.



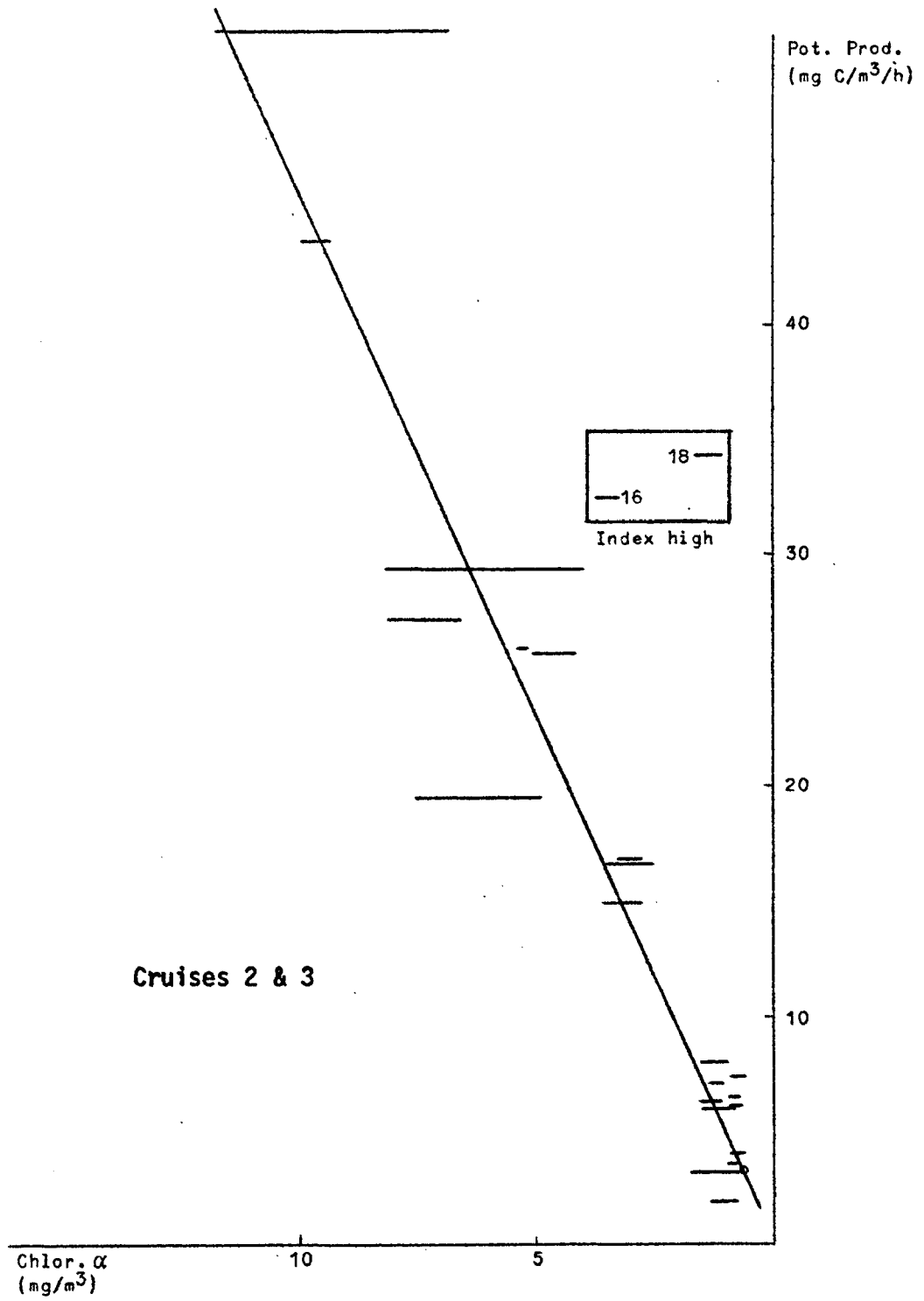


fig. 30

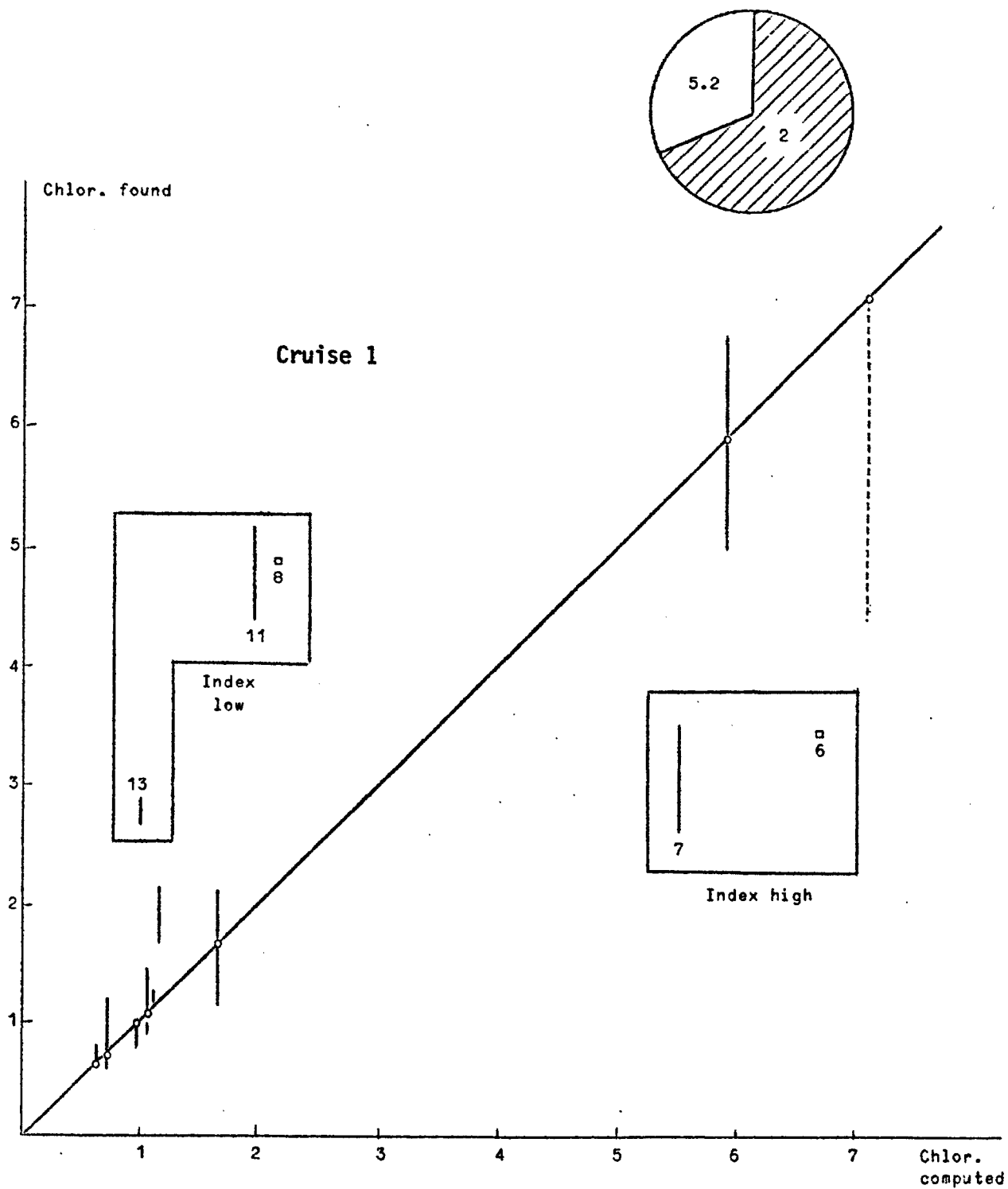


fig. 31

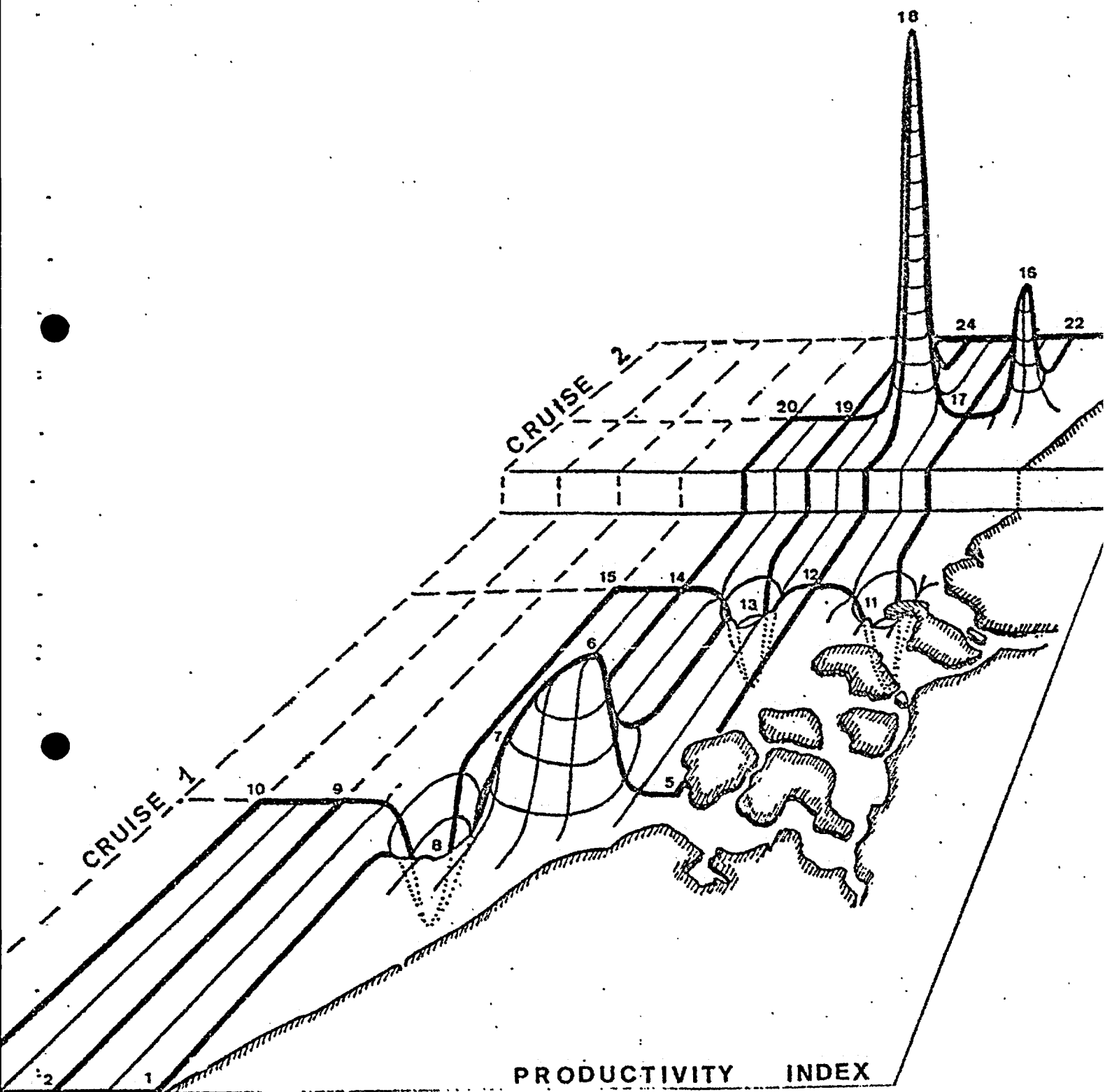


fig. 32

## XII.- First trophic level

### Analyses of photosynthetic pigments and phytoplankton

#### 1.- Introduction

According to the program, decided jointly by all participant, the first phase of the study on pollution in the North Sea consists in an assessment of the existing living and non-living material within the area delimited by the mathematical model.

Obviously, the study of living organisms is fundamental when marine pollution is concerned, as the main purpose is to prevent marine life from the effects of pollutants. Moreover, the marine organisms may also be considered as a mean of accumulation, transformation and dispersion of pollutants. It is therefore essential to evaluate the biomass in the area under study and to observe its variation in function of time and space.

In addition, the conditions in which the organisms are found (cells damaged or not) and the general trend of succession of the populations during the seasons (normal succession, altered or not) might give some indications of pollution effect, keeping in mind that not « pollutant » factors may influence the results (turbulence, settling, velocity, ...)

The contribution of our laboratory to the first phase of the program consists in :

- the study of photosynthetic pigments, including measurements of chlorophyll a and phaeophytin a in each sample
- the study of phytoplankton.

#### 2.- Results

The results already obtained by the study of the samples of the first cruise (January, February) and the second cruise (June, July, August) lead to the following observations.

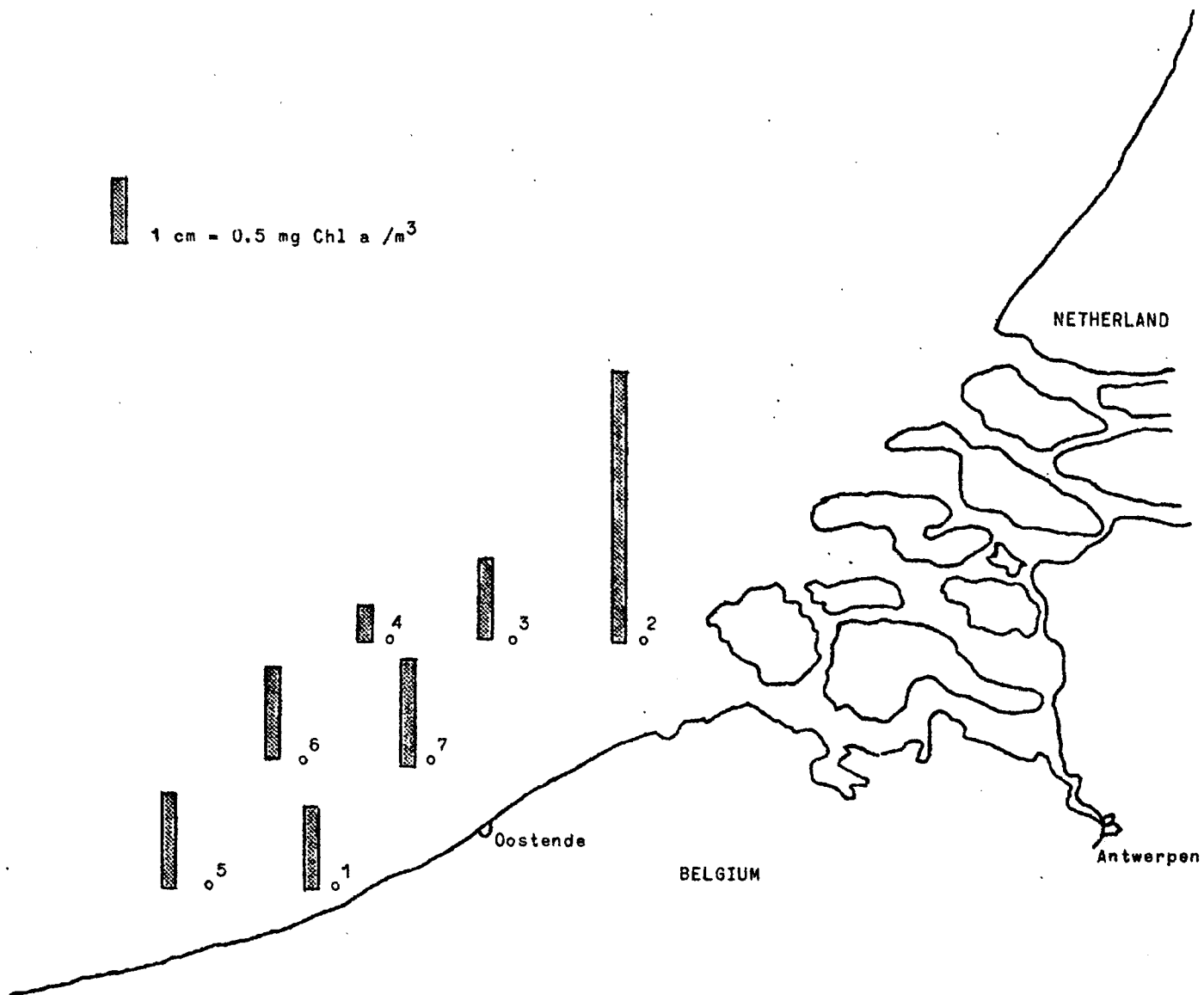
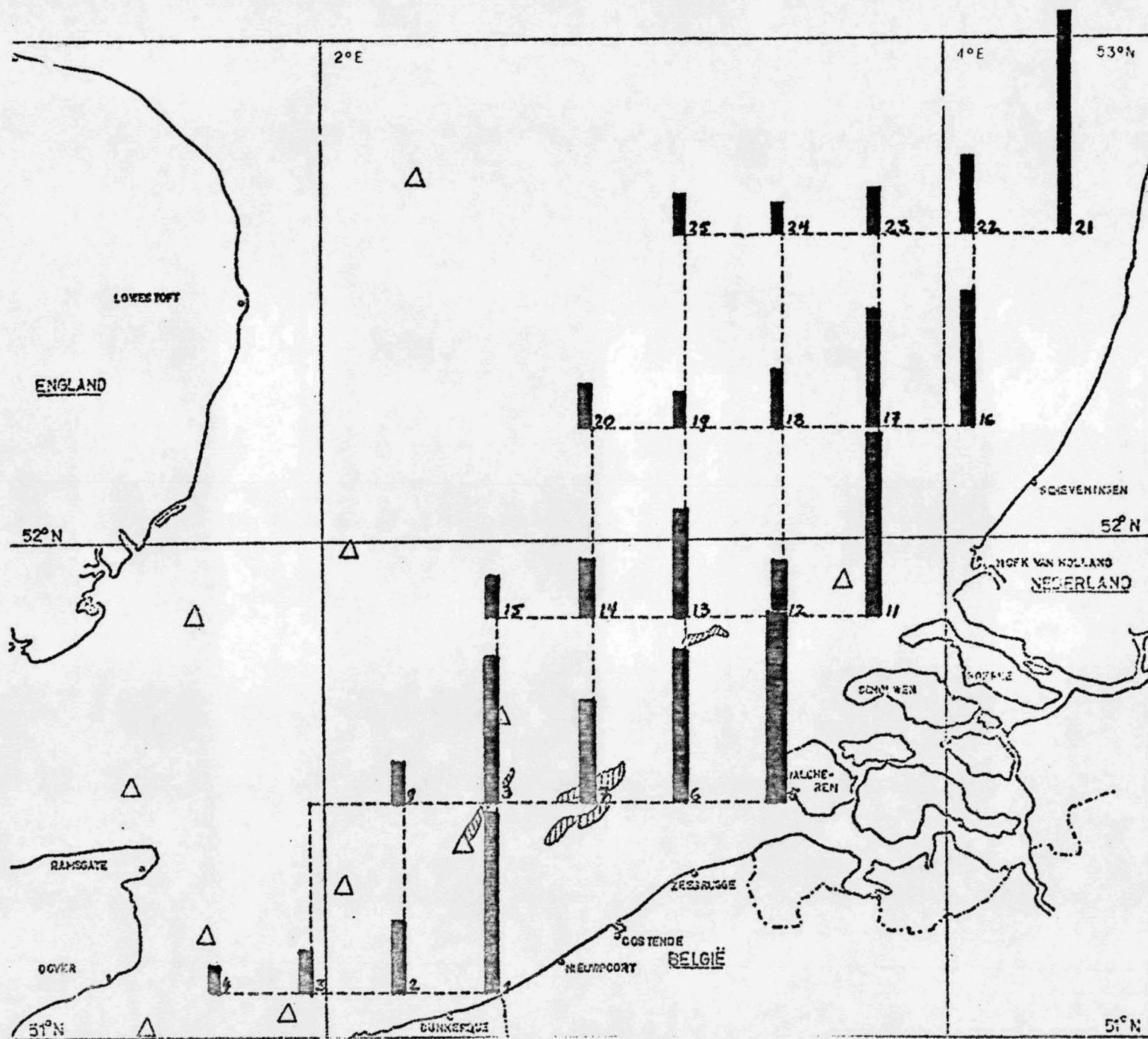


fig. 33 Chlorophyll a (SCOR) concentration (mg/m<sup>3</sup>).



fig. 34 Chlorophyll a concentration (SCOR) ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ).  
 : 1 cm = 0.5  $\text{mg}/\text{m}^3$ .



2.1.- Distribution of chlorophyll a within the area delimited by the mathematical model

The complete data concerning the chlorophyll a (SCOR) concentration at each station and at each depth sampled, were detailed in *Report I* and *III*. Taking into consideration only the results expressed as chlorophyll a concentration per  $m^3$ , the results plotted on Figures 33 and 34 represent schematically the integrated chlorophyll a concentration at each sampled station. They show clearly that the chlorophyll a concentration is higher for the stations situated along the coast and in the estuarine zone (Stations M02 and M07 - first cruise; stations M01, M05, M06, M08, M011, M021 - second cruise). Moreover, a marked decrease is noticeable when the distance offshore increases. The regular decrease allows to divide the studied area in two parts : a coastal part with a chlorophyll a content higher than  $3 \text{ mg/m}^3$  and an offshore part with less than  $3 \text{ mg/m}^3$ . The limit between the two area's follow approximately a parallel to the coast at about 20 miles.

2.2.- Distribution of phaeophytin a concentration within the area delimited by the model (Fig 35 and Fig 36)

The analysis of the phaeophytin a concentration, compared to the chlorophyll a (both calculated by mean of the Lorenzen method) has revealed some similitude with the total chlorophyll a (calculated by the Scor method), but also some interesting differences.

TABLE 1

Chlorophyll a and Phaeophytin a concentrations  
(first cruise - January-February 1971)

| Stations | Chl. a ( $\text{mg/m}^3$ )<br>(Lorenzer) | Phaeoph. a ( $\text{mg/m}^3$ )<br>(Lorenzer) |
|----------|--|--|
| M 01     | 1.81                                     | 1.36   |
| M 02     | 3  | 8.65   |
| M 03     | 1.95                                     | 0.81   |
| M 04     | 0.99                                     | 0.09   |
| M 05     | 2.24                                     | 1.30   |
| M 06     | 2.05                                     | 1.32   |
| M 07     | 2  | 2.09   |

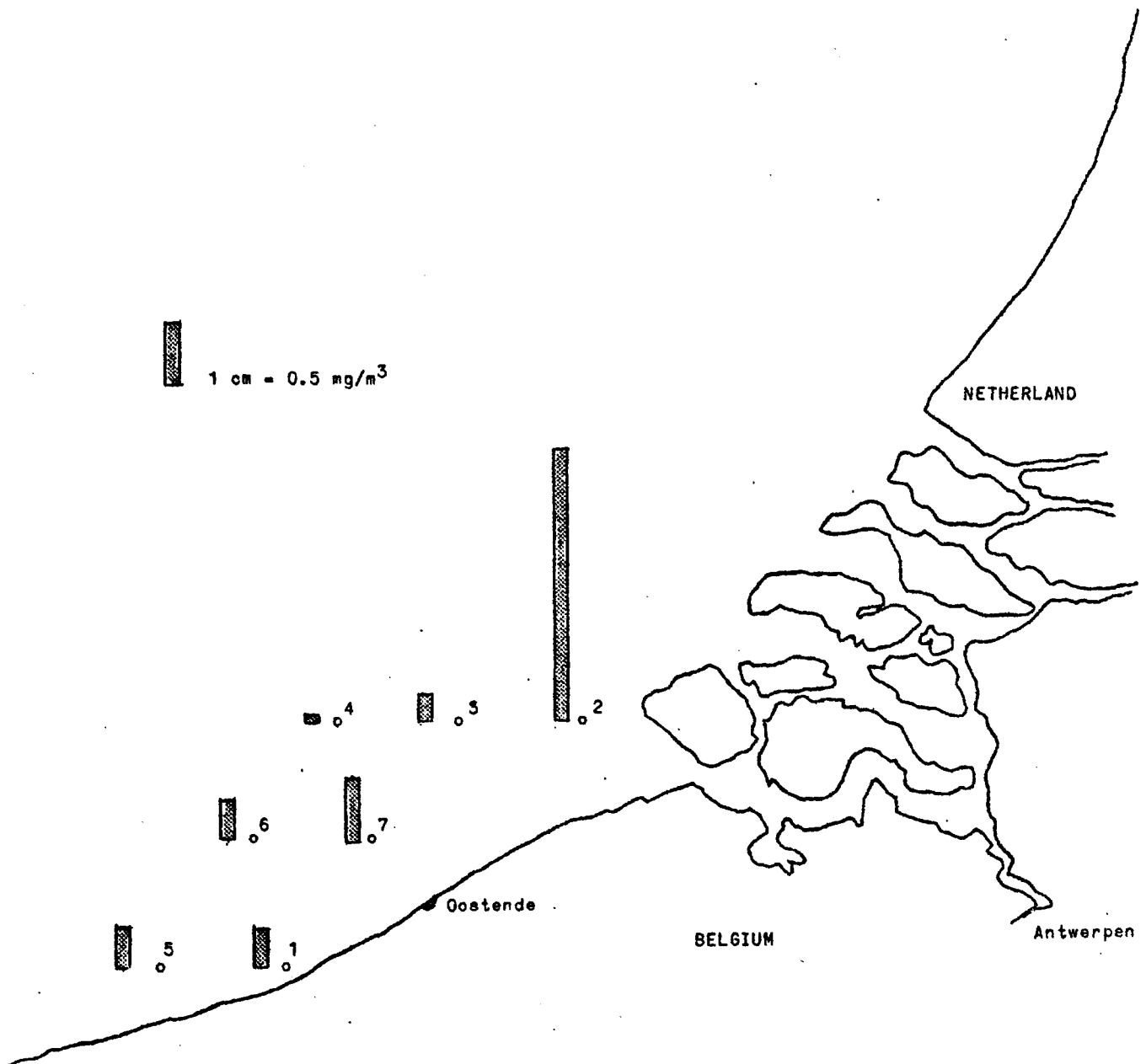
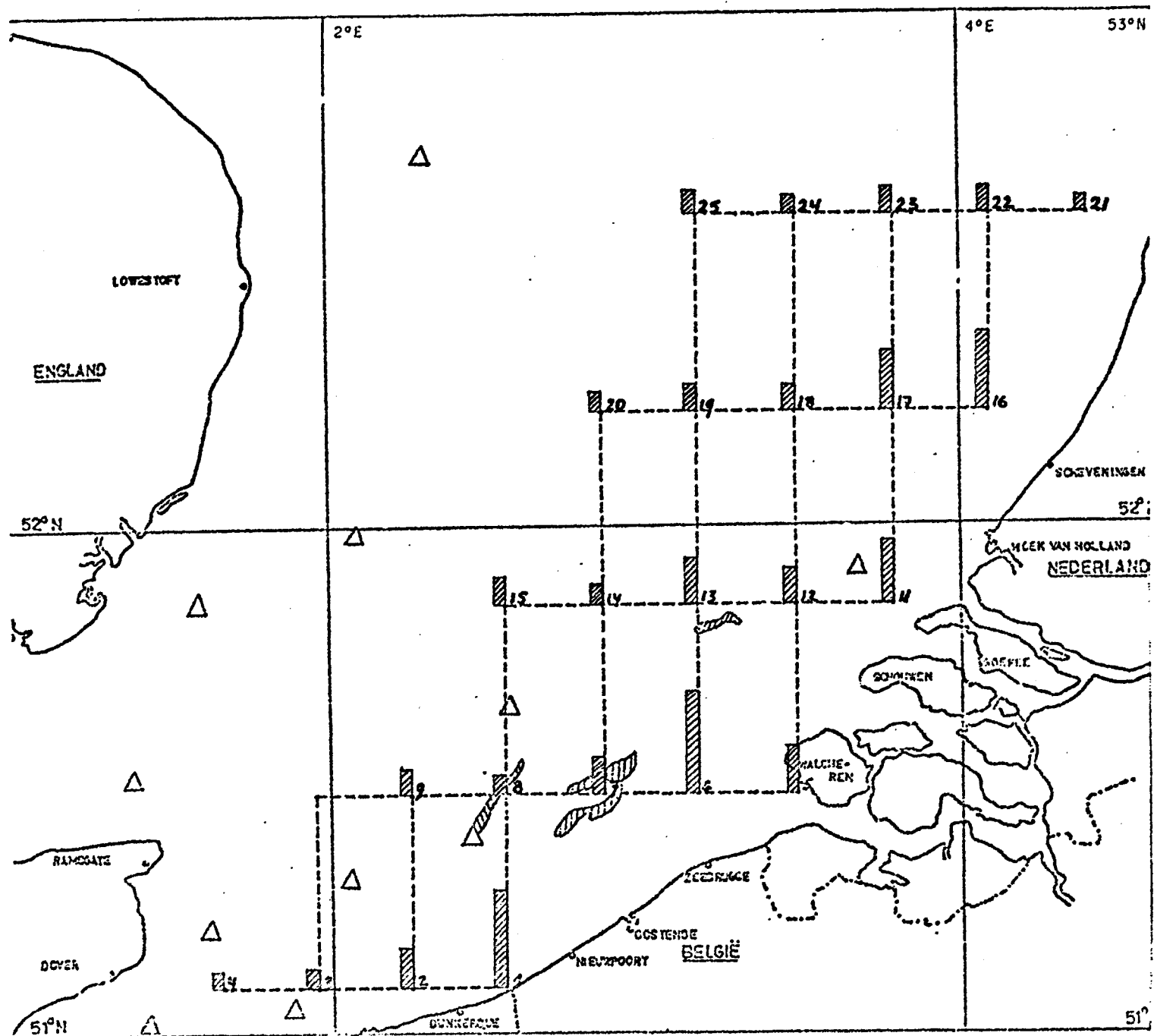


fig. 35 Phaeophytin a concentration (mg/m³).

fig. 36 Phaeophytin a concentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ).  
 1 cm =  $0.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ .



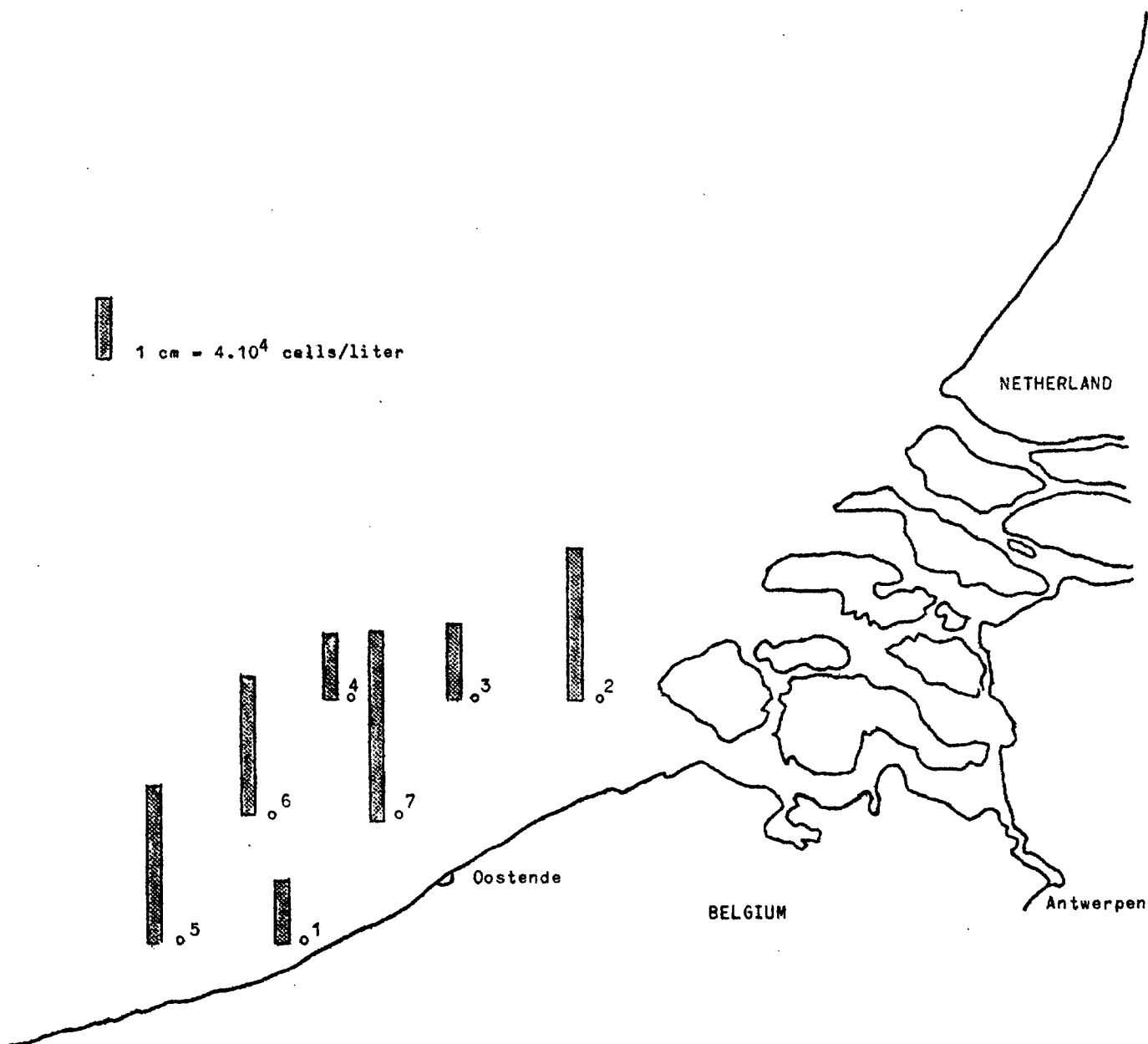


fig. 37 Diatom abundance (cells/liter).

The detailed study of the phaeophytin a and chlorophyll a distribution of the first cruise will be the object of an annex to *Report I* and is summarized in Table I ; those of the second cruise are reported in *Report III* .

Generally speaking, the distribution of phaeophytin a concentration, schematically plotted on Fig. 36 and 37 shows that the highest values are obtained nearby the coast and are more closely linked to the estuarine zone (MO1 , MO2 , MO5 , MO6 , MO7).

### 2.3.- Distribution of diatoms - Total abundance (Fig 37)

From the analysis of the samples of the first cruise, a maximum abundance of diatoms was recorded along the line delimited by Stat. MO2 , MO7 , MO6 , MO5 ; a minimum abundance was found at Stat. MO4 and MO3 , both at greater distance from the coast.

Moreover, from a preliminary population study it appears that the stations MO1 and MO2 (first cruise) were characterized by a large proportion of benthic forms, while Stat. MO5 showed a mixed population, all other stations being composed largely by pure planktonic forms.

This observation confirms to a certain extent the limit found with the chlorophyll a and phaeophytin a concentration, between the « coastal-neretic » area and more offshore waters.

### 2.4.- Distribution of the ratio living cells/death cells (Fig. 38)

The computation of the ratio living to death cells has lead, for the samples of the first cruise, to some interesting observations. Indeed, this ratio shows a progressive higher value with the increasing distance from the coast and from the estuary of the Scheldt, the minimum values being restricted to the coastal and more particularly the estuarine zones.

At the first serie of stations MO2 , MO7 , MO1 , the values are 0.24 , 0.77 and 0.55 , respectively. At the second serie of stations MO3 and MO5 , these values reach 2.75 and 2.83 , respectively. To the third serie of stations MO4 and MO5 correspond values of 4.96 and 5.01 . In other words, the highest quantity of living cells is found at the greatest distance from the coast (MO4 and MO6), while the maximum quantity of death

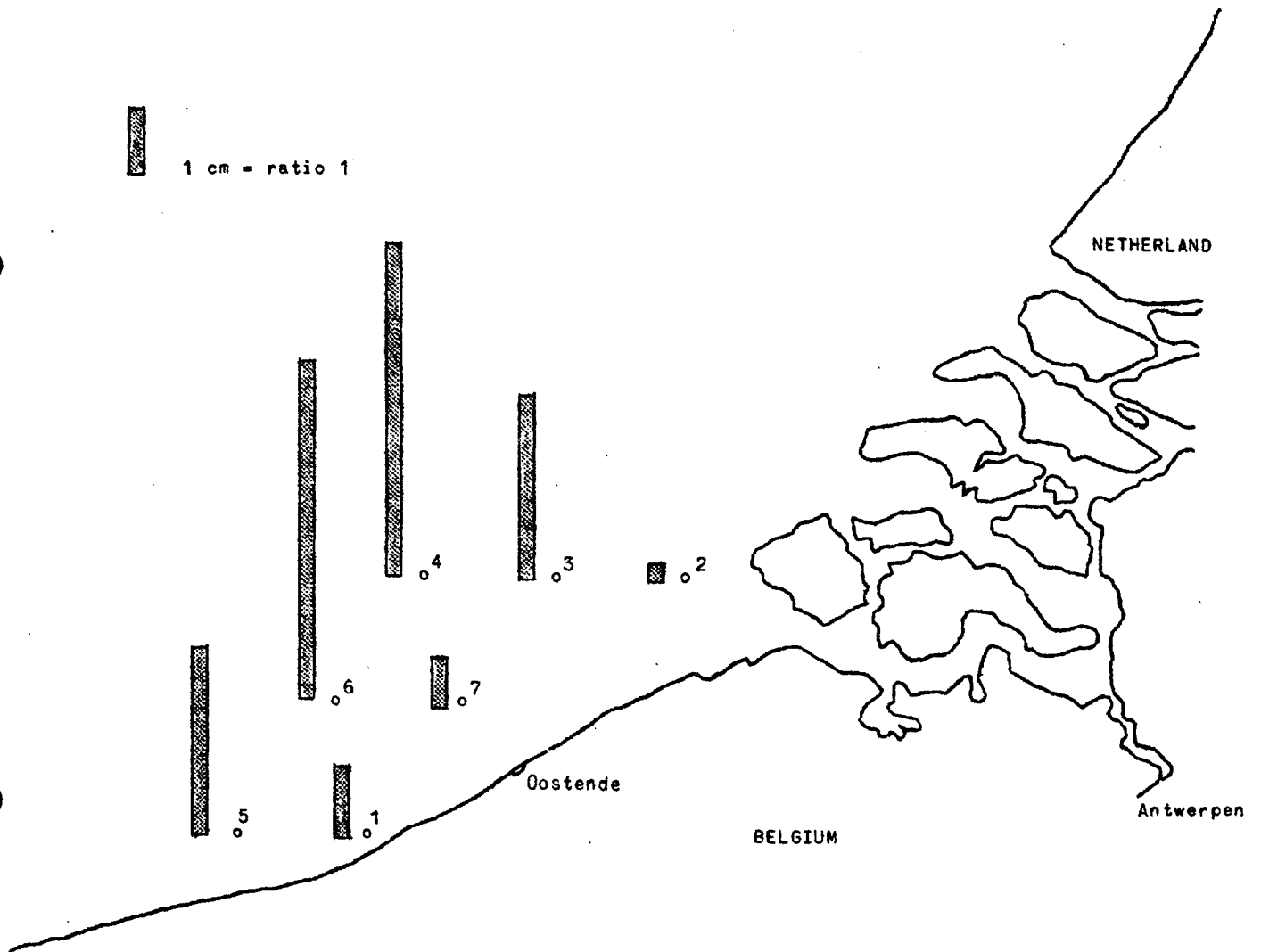


fig. 38 Ratio : living diatoms/death diatoms.

cells is encountered, if not at the nearest to the coast, at the nearest to the estuary (MO2).

2.5.- Relation between ratio chlorophyll a/phaeophytin a and living cells/death cells (Fig 39)

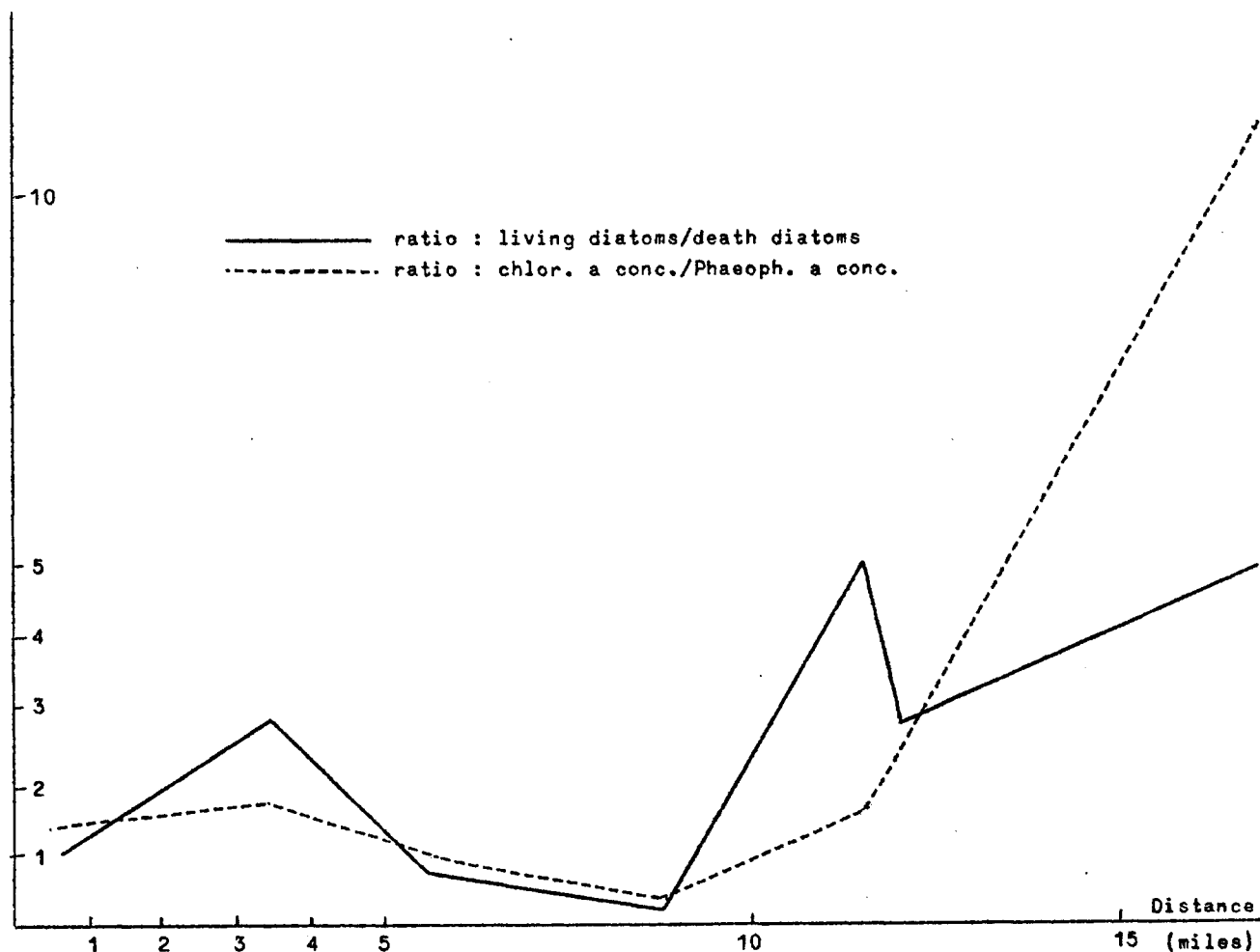


fig. 39

However it is too early, on basis of the results of the first cruise and a preliminary study of the second cruise, to establish a definit conclusion on the relation between the ratio chlorophyll a/phaeophytin a and living cells/death cells, it is nevertheless apparent that a good relation



does exist between the two : both ratios increase similarly as the distance from the coast became larger and are minimum especially in the estuarine zone.

### 3.- Conclusion

From the results obtained by pigment analyses as well as by phytoplankton countings, a certain number of statements can be put forward :

- The chlorophyll a (Scor) concentration is maximum near the coast, the estuarine zone included, and decreases offshore. Repeated and correlated to other factors it would probably be a valuable measurement of the extent of the area influenced by the coast.
- A similar conclusion can be given for the phaeophytin a (Lorenzen) concentration with special mention for the relation with the estuarine zones.
- As far as the phytoplankton study concerns, the ratio living to death cells appears to be a value that increases as the distance offshore the coast, and more particularly the estuarine zone, increases. This observation may be an indication of unfavourable conditions but has first to be submitted to correlations with other environmental factors as turbulence, suspension of sediments ... Moreover, a positive relation exists between the ratios living cells/death cells and chlorophyll a/phaeophytin a .
- As phytoplankton populations considered as an entity (actually at study), are in fact directly linked to environmental factors and to time, the variations observed in their composition at the different points analyzed may also be a measure of some particular influences.

If, up to now, a certain number of conclusions can be suggested, it seems nevertheless that some relations between biological data and environmental data are likely to be studied, especially in view to achieve a certain selection of values appropriate for the mathematical model (Example : the relation between chlorophyll a and nutrients, between phaeophytin a and salinity between the ratio living cells/death cells and turbulence).

### XIII.- Détermination du mercure dans les poissons

Les travaux sur la présence de mercure dans les poissons de mer feront partie de l'étude de la pollution des poissons menée en collaboration avec la Station de Pêche Maritime d'Ostende dirigée par M. P. Hovart et l'I.R.C. (Ter-vuren), tous deux du Ministère de l'Agriculture, dans le cadre général des recherches que mènent ces deux institutions sur l'influence des polluants sur la chaîne alimentaire. L'institut de Recherches Chimiques (IRC) s'occupe uniquement de la partie purement chimique de ces recherches. L'étude d'un maximum de polluants est prévue; seul le cas du mercure est envisagé ici.

Les travaux analytiques ont été exécutés essentiellement par M. E. Pauwels.

#### Méthodes

Trois méthodes ont été appliquées jusqu'à présent :

- 1) a.-  $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{KMnO}_4$   
b.- puis  $\text{NH}_2\text{OH}.\text{HCl} - \text{SnCl}_2$
- 2) a.-  $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{H}_2\text{SO}_4 - \text{KMnO}_4$  (sous réfrigérant)  
b.- comme 1 b
- 3) a.- comme 2 a  
b.-  $\text{NaBH}_4$

Dans tous les cas la mesure est faite par absorption atomique, au MAS 50 . La méthode (3) est retenue pour les raisons suivantes : possibilité de traiter facilement 10 g d'échantillon et plus (1 g max. suivant 1), peu de réactifs et faible blanc (méth. 1 en donne le plus), dosage Hg de  $\text{CH}_3 - \text{Hg} - \text{Cl}$  (ce n'est pas le cas de la méthode 1), aucune difficulté (formation de mousse lors de la mesure : méthode 1).

Le blanc : vaut  $0,05 \mu\text{g Hg} \pm 0,01$  ( $\pm 17 \%$ ) ce qui correspond à  $50 \pm 9$  ppb pour un échantillon de 1 g ou  $17 \pm 3$  ppb pour un échantillon de 3 g (moyenne de nos prises).

La limite de sensibilité est de l'ordre de 6 ppb en opérant sur 10 g d'échantillon, mais on peut travailler avec un poids supérieur.

La répétabilité : écart type relatif de 10 % entre prises différentes des filets d'un même poisson; la dispersion de Hg dans les filets est donc incluse.

#### Interférences

- un absorbeur garni de  $\text{Mg}(\text{ClO}_4)_2$  est intercalé avant la cellule de mesure, pour retenir la vapeur d'eau. Il a été vérifié qu'il ne s'y produit pas de retenue de Hg.
- en ce qui concerne l'interférence de  $\frac{I_2}{I^-}$  elle conduit à une diminution de la valeur de l'absorption. D'après nos essais, cette interférence dépend des teneurs absolues en Hg et en  $I^-$  et aussi de  $\frac{[I^-]}{[\text{Hg}]}$

Il est impossible ici de rendre compte de tous les résultats obtenus; en résumé : de 0 à 0,5  $\mu\text{g}$  Hg (0 à 0,5 ppm Hg pour 1 g échantillon) il n'y a aucune interférence pour  $I^- < 80 \mu\text{g}$ , soit un rapport de 160 pour une teneur de 0,5 ppm Hg dans l'échantillon.

A cet égard, une telle interférence n'est pas non plus à craindre dans le cas des eaux et des sédiments.

#### Forme de liaison de Hg

Nous résumerons comme suit les considérations très importantes qu'il y aurait lieu de développer à ce sujet. Il n'a pas été trouvé de différence entre teneurs de mêmes poissons déterminées suivant les méthodes 1 ou 2 (et 3). Or, suivant la méthode (1), Hg de  $\text{CH}_3 - \text{Hg} - \text{Cl}$  (solution synthétique du produit chimique pur) n'est pas dosé, tandis qu'il l'est suivant les méthodes 2 et 3.

C'est-à-dire que la forme précise de combinaison de Hg dans les poissons est à déterminer, ce que prévoit notre programme de travaux.

#### Résultats

L'étude systématique de poissons de la mer du Nord est en cours. La pêche est effectuée par la Station de Pêche Maritime d'Ostende qui s'occupe aussi de

toute la biométrie.

On trouvera ci-après des informations concernant cette première campagne.

- Lieux de pêche (figure 40)

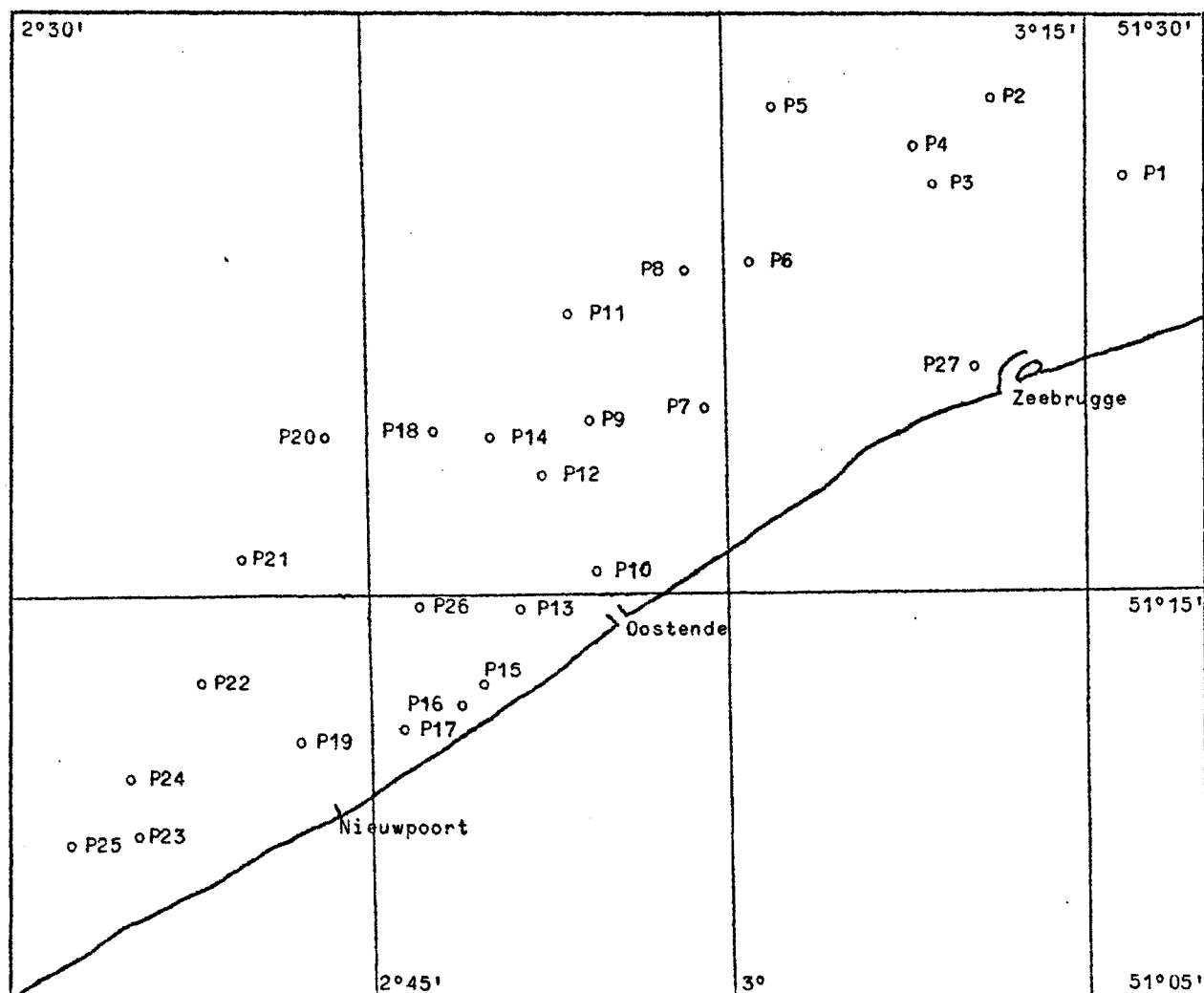


fig. 40 Lieux de pêche.

- Teneurs en Hg des filets, par échantillons (page 139)
- Discussion des résultats Hg/filets de poissons (pages 140-142)
- Teneurs en Hg : filets, têtes et arêtes (page 143)

TENEURS EN MERCURE

(Valeurs exprimées en ppm Hg sur filets de poisson égouttés)

| Stations | A1    | A2   | A3   | A4   | B1   | B3   | B4   | B5   | B6   | B7   | B8   | B9   |
|----------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1        |       |      |      |      | 0,06 |      |      |      | 0,33 |      |      |      |
| 2        | 0,08  | 0,04 |      |      | 0,09 |      |      | 0,09 |      |      |      |      |
| 3        |       |      |      |      |      |      |      | 0,07 | 0,26 |      |      |      |
| 4        | 0,07  | 0,05 |      |      | 0,08 |      |      |      | 0,17 |      |      |      |
| 5 *      |       |      | 0,4  |      | 0,2  |      |      |      | 0,18 |      |      |      |
| 6        | 0,04  |      | 0,12 |      | 0,12 |      | 0,09 |      |      |      |      |      |
| 7        |       |      |      |      | 0,06 |      | 0,10 |      |      |      |      |      |
| 8        | 0,07  |      | 0,26 |      |      |      | 0,11 |      |      | 0,02 |      |      |
| 9 *      |       |      | 0,29 |      | 0,45 |      |      |      |      |      | 0,07 |      |
| 11       | 0,095 |      | 0,24 |      | 0,1  |      | 0,09 |      |      |      |      |      |
| 12       |       |      | 0,15 | 0,11 | 0,12 |      | 0,1  |      |      |      |      |      |
| 13       |       |      | 0,07 | 0,11 | 0,14 |      |      | 0,11 |      |      |      |      |
| 14       | 0,09  |      |      |      | 0,07 |      |      |      |      |      |      |      |
| 20       | 0,11  | 0,02 |      |      | 0,1  | 0,08 |      |      |      |      |      |      |
| 21       | 0,12  | 0,04 |      |      | 0,1  |      |      |      | 0,07 |      |      |      |
| 22 *     |       | 0,07 | 0,28 |      |      |      | 0,1  |      |      |      |      |      |
| 23 *     | 0,19  | 0,22 |      |      | 0,27 |      |      |      |      |      |      |      |
| 26 *     | 0,15  |      |      | 0,12 | 0,13 |      |      | 0,13 |      |      |      |      |
| 27 *     |       |      |      |      |      |      |      | 0,19 |      |      |      | 0,06 |

\* : sur filets sans peau. Les autres : sur filets plus peau.

| Dénominations          |                                |
|------------------------|--------------------------------|
| A1 : plie (pladijs)    | B4 : gadus luscus (steenbolck) |
| A2 : limande (schar)   | B5 : perlon (roodbaard)        |
| A3 : plie (bot)        | B6 : maquereau (horsmakreel)   |
| A4 : sole (tong)       | B7 : orphie (geep)             |
| B1 : merlan (wijting)  | B8 : hareng (haring)           |
| B3 : trigle (knorhaan) | B9 : sprat (sprot)             |

Méthode : A.A(MAS 50) sur 1 g , attaque  $H_2SO_4$ - $KMnO_4$  .

- Déterminations comparatives de Hg dans des poissons d'eau douce provenant de la Vière (Orgeo), fournis par la Station de recherches des Eaux et Forêts de Groenendaal du Ministère de l'Agriculture (pages 144-145)

Programme (collaboration Station Pêche Maritime - I.R.C.)

- Des échantillons de nouvelles campagnes sont en cours d'étude.
- Le programme prévoit l'étude de poissons pêchés tout au long de la côte belge, tous les trimestres; idem provenant de zones de déversement proches de la côte belge, tous les mois; idem provenant de la minque, toutes les semaines.
- Les déterminations porteront sur un maximum de polluants.
- La distribution du Hg et ses formes de combinaison dans les poissons seront recherchées.
- Des corrélations seront établies entre résultats obtenus par la Station de Pêche Maritime et ceux de l'I.R.C.

Discussion

Les résultats ont été groupés par stations et par espèces de poissons. Ci-après, on trouvera les teneurs moyennes des poissons pour chaque station.

| Stations | Nombre<br>d'échantillons | Teneurs<br>moyennes | $\sigma$ | $\nu$<br>% |
|----------|--------------------------|---------------------|----------|------------|
| 1        | 2                        | 0,195               | 0,191    | 98         |
| 2        | 4                        | 0,075               | 0,024    | 31,7       |
| 3        | 2                        | 0,165               | 0,134    | 81,4       |
| 4        | 4                        | 0,09                | 0,053    | 57,5       |
| 5        | 3                        | 0,26                | 0,12     | 46,8       |
| 6        | 4                        | 0,09                | 0,038    | 40,8       |
| 7        | 2                        | 0,08                | 0,028    | 35,4       |
| 8        | 4                        | 0,115               | 0,103    | 89,9       |
| 9        | 3                        | 0,27                | 0,191    | 70,7       |
| 11       | 4                        | 0,13                | 0,073    | 55,3       |
| 12       | 4                        | 0,12                | 0,022    | 18         |
| 13       | 4                        | 0,11                | 0,028    | 26,7       |
| 14       | 2                        | 0,08                | 0,014    | 17,7       |
| 20       | 4                        | 0,08                | 0,04     | 52         |
| 21       | 4                        | 0,08                | 0,035    | 42,4       |
| 22       | 3                        | 0,15                | 0,114    | 75,7       |
| 23       | 3                        | 0,22                | 0,038    | 17,1       |
| 26       | 4                        | 0,13                | 0,013    | 9,5        |
| 27       | 2                        | 0,125               | 0,092    | 73,5       |

Pour cette première campagne, une telle table n'est pas significative étant donné le petit nombre d'échantillons par station et le fait qu'il ne s'agit pas toujours des mêmes espèces d'une station à l'autre.

Au départ du tableau des résultats analytiques, les teneurs en Hg des différents poissons ont été reportées graphiquement d'après les stations d'origines, dans le sens général N - S .

A première vue, il semble apparaître que :

#### Stations

- 1) L'allure générale des variations de teneurs pour chacune des espèces de poisson, vis-à-vis des stations peut être considérées comme semblables.
- 2) Il existe des stations où tous les poissons accusent une nette augmentation de la teneur en Hg . C'est notamment le cas pour les stations 23, 9, 8 et 5 .
- 3) Les stations à maxima et minima pourraient être relativement voisines, telles par exemple 9 maximum entre 7, 12 et 14 minimum; ou d'autre part, 6 minimum entre 5 et 8 maximum (peut-être doit-on tenir compte d'influences locales : courants, bancs de sable, etc.)

#### Poissons

Teneur moyenne générale des 62 poissons : 0,13 ppm Hg ,  
 $\sigma = 0,086$  ;  $v = 66,07$  .

Teneurs moyennes par espèces

| Espèces | Nombre de spécimens | Teneur moyenne ppm Hg | $\sigma$ | $v$ % |
|---------|---------------------|-----------------------|----------|-------|
| A1      | 10                  | 0,102                 | 0,043    | 42,8  |
| A2      | 6                   | 0,07                  | 0,072    | 97,2  |
| A3      | 8                   | 0,23                  | 0,107    | 47,3  |
| A4      | 3                   | 0,113                 | -        | -     |
| B1      | 15                  | 0,139                 | 0,102    | 73,3  |
| B3      | 1                   | 0,08                  | -        | -     |
| B4      | 6                   | 0,10                  | 0,0075   | 7,66  |
| B5      | 5                   | 0,118                 | 0,046    | 39    |
| B6      | 5                   | 0,202                 | 0,098    | 48,7  |
| B7      | 1                   | 0,02                  | -        | -     |
| B8      | 1                   | 0,07                  | -        | -     |
| B9      | 1                   | 0,06                  | -        | -     |

Ici également les moyennes n'ont pas grande signification à cause du trop petit nombre de spécimens analysés par espèce. Ce qui apparaît en tous cas c'est une grande variété de teneurs pour une même espèce, par exemple B 1 (15 spécimens,  $\bar{v} = 73,3 \%$ ).

En ce qui concerne des teneurs isolées anormalement élevées : A 3 (plies) et B 1 (merlans) atteignent jusqu'à 0,4 et 0,45 ppm Hg .

#### Méthode d'analyse

- 1 g de poisson est mis dans 40 ml  $H_2SO_4$  concentré à 50-60°C .
- par après, ajouter  $KMnO_4$  5 % jusqu'à coloration pourpre persistante.
- réduire l'excès par  $NH_2OH.HCl$  5 % et quelques gouttes de  $SnCl_2$  .
- doser Hg suivant la méthode « MAS 50 Mercury Analyser System » .

N.B. : D'une part, une variante de cette méthode est à l'étude, d'autre part, les échantillons seront échangés entre laboratoires, pour contrôle.

#### Reproductibilité

La reproductibilité a été estimée d'après une série de poissons analysés en double et l'équation

$$S = \sqrt{\frac{\sum \omega^2}{2R}}$$

où  $\omega$  est l'écart entre 2 déterminations sur même poisson et R le nombre d'analyses en double.

| Stations | Espèces | 1    | 2    | Moyenne | $\omega$ |
|----------|---------|------|------|---------|----------|
| 1        | B6      | 0,36 | 0,30 | 0,33    | 0,06     |
| 5        | A3      | 0,45 | 0,35 | 0,40    | 0,10     |
| 9        | B1      | 0,50 | 0,40 | 0,45    | 0,10     |
| 13       | A3      | 0,07 | 0,06 | 0,06    | 0,01     |
| 21       | B6      | 0,05 | 0,09 | 0,07    | 0,04     |
| 22       | A3      | 0,30 | 0,26 | 0,28    | 0,04     |
| 23       | A2      | 0,23 | 0,20 | 0,22    | 0,03     |
| 23       | B1      | 0,25 | 0,28 | 0,27    | 0,03     |

d'où l'écart standard  $S = 0,042$  pour  $\bar{M} = 0,26$  .



A noter que l'écart standard cumule l'écart dû à l'échantillon et celui provenant de la méthode. En ce qui concerne le premier, il peut être important puisque les prises analysées en double ont été prélevées successivement sur le filet sans qu'il soit effectué d'échantillonnage moyen préalable.

Hg/têtes/filets/arêtes

| Stations | A1 (plies)   |                            |               |                             | B1 (merlans) |                            |               |                             |
|----------|--------------|----------------------------|---------------|-----------------------------|--------------|----------------------------|---------------|-----------------------------|
|          | Têtes<br>ppm | Hg têtes<br>Hg filets<br>% | Arêtes<br>ppm | Hg arêtes<br>Hg filets<br>% | Têtes<br>ppm | Hg têtes<br>Hg filets<br>% | Arêtes<br>ppm | Hg arêtes<br>Hg filets<br>% |
| 1        |              |                            |               |                             | 0,02         | 33                         | 0,02          | 33                          |
| 2        | 0,05         | 63                         | 0,05          | 63                          | 0,06         | 67                         | 0,05          | 56                          |
| 4        | 0,04         | 57                         | 0,04          | 57                          | 0,05         | 63                         | 0,05          | 63                          |
| 5        |              |                            |               |                             | 0,09         | 45                         | 0,08          | 40                          |
| 6        | 0,02         | 50                         |               |                             | 0,08         | 67                         | 0,07          | 58                          |
| 7        |              |                            |               |                             | 0,04         | 67                         | 0,02          | 50                          |
| 8        | 0,04         | 57                         | 0,04          | 57                          |              |                            |               |                             |
| 9        |              |                            |               |                             | 0,14         | 31                         | 0,14          | 31                          |
| 11       | 0,05         | 53                         | 0,05          | 53                          | 0,07         | 70                         | 0,06          | 60                          |
| 12       |              |                            |               |                             | 0,06         | 50                         | 0,05          | 42                          |
| 13       |              |                            |               |                             | 0,07         | 50                         | 0,07          | 50                          |
| 14       | 0,04         | 44                         | 0,04          | 44                          | 0,04         | 57                         | 0,04          | 57                          |
| 20       | 0,05         | 45                         | 0,05          | 45                          | 0,06         | 60                         | 0,05          | 50                          |
| 21       | 0,05         | 46                         | 0,05          | 46                          | 0,05         | 50                         | 0,04          | 40                          |
| 23       | 0,1          | 53                         | 0,09          | 47                          | 0,12         | 44                         | 0,12          | 44                          |
| 26       | 0,09         | 60                         | 0,09          | 60                          | 0,05         | 38                         | 0,05          | 38                          |

|  | A1 (plies) |        | B1 (merlans) |        |
|--|------------|--------|--------------|--------|
|  | Têtes      | Arêtes | Têtes        | Arêtes |
| $\bar{X}$ (moyenne) (ppm)                    | 0,053      | 0,056  | 0,067        | 0,061  |
| $\sigma$                                     | 0,024      | 0,02   | 0,032        | 0,032  |
| $\nu$ (%)                                    | 45,4       | 35,7   | 46,3         | 52,5   |
| $\frac{\bar{X}}{\bar{X} \text{ filets}}$ (%) | 51,96      | 54,9   | 48,2         | 43,88  |

Corrélation : ppm Hg filets (Y) - ppm Hg têtes (X) :  $Y = mX + h$

A1 : coefficient de corrélation  $r = 0,951$  ,  $h = 0,01$  ,  $m = 1,719$  ;

B1 :  $r = 0,921$  ,  $h = 0,062$  ,  $m = 3,027$  .

Corrélation : ppm Hg filets — ppm Hg arêtes

A1 :  $r = 0,916$  ,  $h = 0,007$  ,  $m = 1,719$  ;

B1 :  $r = 0,94$  ,  $h = 0,04$  ,  $m = 2,962$  .

### Poissons d'eaux douces

Il a été effectué des déterminations de teneurs en Hg sur les espèces suivantes : chabot, vairon, loche et truite.

Les résultats obtenus sont reproduits dans les tableaux ci-après.

#### Chabot

(déterminations faites sur poissons entiers)

| Longueur<br>(cm) | Poids<br>(g) | ppm Hg |
|------------------|--------------|--------|
| 8,5              | 7,2506       | 0,030  |
| 7                | 5,0505       | 0,016  |
| 6                | 3,2446       | 0,014  |
| 7                | 5,3638       | 0,026  |
| 7                | 4,4706       | 0,045  |

$n = 5$  ,  $\bar{X} = 0,019$  ,  $\sigma = 0,008$  ,  $v = 42,1\%$  .

#### Vairon

(déterminations faites sur poissons entiers)

| Longueur<br>(cm) | Poids<br>(g) | ppm Hg |
|------------------|--------------|--------|
| 8                | 5,3753       | 0,035  |
| 7                | 3,8870       | 0,032  |
| 9,5              | 9,9549       | 0,076  |
| 8,5              | 8,1683       | 0,068  |
| 7,5              | 4,6266       | 0,037  |
| 6,5              | 3,5392       | 0,035  |

$n = 6$  ,  $\bar{X} = 0,047$  ,  $\sigma = 0,019$  ,  $v = 40,43 \%$  .

Loche

(déterminations faites sur poissons sans queue ni tête)

| Longueur<br>(cm) | Poids<br>(g) | ppm Hg |
|------------------|--------------|--------|
| 11,5             | 9,5626       | 0,10   |
| 11,5             | 10,8228      | 0,07   |
| 10,5             | 8,0103       | 0,04   |
| 9,5              | 5,8812       | 0,04   |
| 9,5              | 6,2283       | 0,04   |
| 9,5              | 4,2938       | 0,03   |

$n = 6$  ,  $\bar{X} = 0,05$  ,  $\sigma = 0,03$  ,  $v = 60 \%$  .

Truite fario

D'une truite de 20 cm , il a été pris un filet dont trois échantillons ont été découpés pour analyse.

Echantillon 1 : 4,8332 g , 0,034 ppm Hg

Echantillon 2 : 5,0681 g , 0,042 ppm Hg

Echantillon 3 : 5,1731 g , 0,041 ppm Hg

$\bar{X} = 0,039$  ,  $\sigma = 0,004$  ,  $v = 10 \%$  .

Les coefficients de corrélation entre les longueurs et la teneur ont été déterminés pour le chabot, le vairon et la loche.

Chabot :  $r = 0,40$

Vairon :  $r = 0,88$

Loche :  $r = 0,77$

Dans les cas vairon et loche, il y a une certaine corrélation entre la longueur et la teneur en Hg .

#### XIV.- Etude qualitative et quantitative du benthos

(Macrobenthos et microbenthos, à l'exclusion des protozoaires)

L'étude du benthos marin, dans le cadre de l'écologie marine, a été assez négligée jusqu'ici malgré l'importance de ce benthos dans l'économie du biotope marin. Son intérêt pour l'étude des problèmes de pollution est de toute évidence encore plus grand.

Les fonds marins, en effet, reçoivent par sédimentation toute la matière organique résultant de la productivité primaire et des productivités secondaires et tertiaires, pour autant que ces diverses productivités échappent à la chaîne des prédateurs successifs, dont l'homme forme le chaînon terminal. Tout le reste, en mourant, se dépose sur le fond où il est, soit recyclé en matières premières pour un nouveau cycle de synthèse de matière vivante, par la flore bactérienne et par les divers organismes benthoniques qui se nourrissent de cette manne qui descend sans discontinuité, soit partiellement stocké dans les nouvelles couches de sédiments géologiques qui se forment.

Presque toute la faune marine macroscopique, en particulier cette partie de la faune qui intéresse la pêche, passe les premiers stades de sa vie sur les fonds, se nourrissant directement de la matière organique qui s'y accumule et (ou) de la faune benthonique microscopique qui s'y développe.

L'évolution de la pêche en Mer du Nord a montré au cours des dernières décades une diminution sensible du pourcentage de la pêche en poissons pélagiques par rapport à celle en poissons benthoniques. Cette tendance n'a pas l'air de s'arrêter. Il s'ensuit que les fonds marins qui nourrissent les tout jeunes stades des diverses espèces de poissons, nourrissent en plus, pendant toute leur vie, toutes les espèces de poissons plats et autres, liés au fond, qui deviennent économiquement de plus en plus importants.

Lorsqu'on tient compte du fait que les frayères des poissons plats se situent dans les régions très peu profondes, près des côtes (95 % des poissons plats de la Mer du Nord se reproduisent dans le Waddenzee - Pays-Bas), que les frayères qui existaient dans les estuaires de l'Escaut-Meuse-Rhin sont déjà détruites par la pollution, il s'ensuit que les régions qui

servent de frayère sont d'une importance capitale pour la pêche.

Comme les fonds marins fixent d'une manière ou de l'autre, par sédimentation, par adsorption ou par fixation chimique, assez rapidement la plus grande partie des polluants, les effets de cette pollution des sédiments doit retenir toute notre attention.

Dans cette optique, le nombre d'individus et le nombre d'espèces d'un groupe donné dans le benthos peut donner des indications très intéressantes.

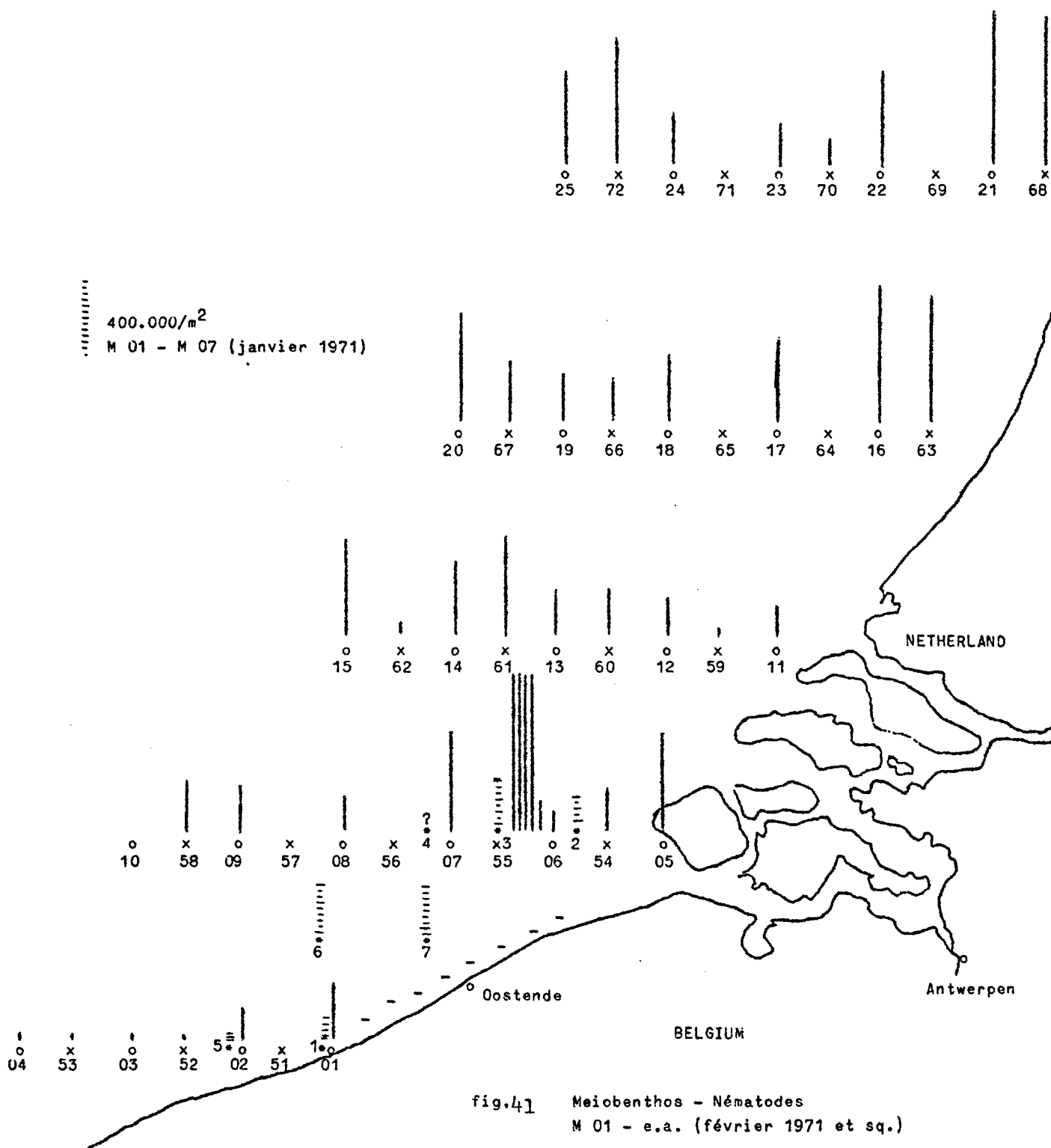
Ainsi, à titre d'exemple, dans le groupe des nématodes, qui représente la très grande majorité de la faune microscopique des sédiments marins, un nombre d'individus de 500.000 à 1.000.000 par mètre carré, appartenant à 20 ou 30 espèces différentes (sur les 100 premiers nématodes isolés au hasard) semble tout à fait normal en Mer du Nord. Lorsque le nombre d'individus descend en dessous de 100.000 par mètre carré, avec un nombre d'espèces réduit, il s'ensuit que le milieu ne présente plus toutes les conditions nécessaires à un bon développement de cette faune microscopique. Lorsque le nombre d'individus dépasse les 2.000.000 par mètre carré, en même temps que le nombre d'espèces diminue quelque peu, on peut en conclure qu'une pollution organique ou autre stimule la multiplication de certaines espèces microphages en même temps qu'elle élimine un certain nombre d'espèces macrophages.

Il faut, avant de pouvoir tirer des conclusions plus précises, d'abord pouvoir faire la part de l'influence des saisons (lumière et température) et des différentes sortes de fonds (vase-argile-sables divers - débris de coquilles) sur le développement de la faune.

Mais le pullulement de certaines espèces, d'un côté, l'absence de certaines autres espèces, pourtant très répandues, de l'autre côté, nous donnent déjà de très sérieux avertissements. La faune très pauvre de certains sédiments de la région côtière doit avoir la signification d'un signal d'alerte.

La carte du réseau montre déjà, en ce qui concerne la répartition des nématodes, quelques faits qui valent la peine d'être notés.

- 1) La grande pauvreté de la faune, en nombre d'individus, non en nombre d'espèces, de la région du détroit de Calais;
- 2) la très grande pauvreté en nombre d'individus et d'espèces des biotopes côtiers le long de la côte belge;



- 3) la richesse grandissante de la faune à mesure que l'on s'éloigne de la côte belge et de l'estuaire de l'Escaut — Meuse — Rhin vers la haute mer;
- 4) la richesse grandissante de la faune à mesure qu'à partir du delta, on se dirige vers le nord, le long des côtes néerlandaises, montrant l'influence d'une forte pollution organique, recyclée et devenant fertilisante;
- 5) l'énorme richesse en nombre d'individus du point 55, tout près du point 06 relativement pauvre. Ce grand nombre d'individus est dû à deux espèces de nématodes microphages, alors que quelques espèces macrophages ont disparu. Cela s'explique si le point 55 se trouve en périphérie d'un point de forte pollution, devenant fertilisante à quelque distance du point de *dumping*, à moins qu'il ne s'agisse de l'action de l'estuaire de l'Escaut, ce que montreront les échantillons des radiales et de l'estuaire, à récolter prochainement.

#### Réerves

Malgré les indications très nettes, il faut tenir compte du fait que l'hétérogénéité des techniques d'échantillonnage, due au manque de matériel adéquat en quantité suffisante, oblige à une certaine prudence dans l'évaluation des données. Dans des échantillons pris au Van Veen, dans un même point, différentes carottes de sédiments montrent une différence en nombre d'individus qui peut varier du simple au triple dans les faunes normales ou légèrement en dessous de cette normale. Dans ce cas, nous avons pris les moyennes pour construire la carte, qui ne changerait pas de façon notable si on devait y ajouter la variabilité.

L'étude du *Species-Index* des différents points, ainsi que la présence ou l'absence d'espèces caractéristiques pour un milieu donné, se continue; les résultats en apparaîtront dans le prochain rapport.

## Macrobenthos

### 1.- Material and methods

The material was collected with a  $0,1 \text{ m}^2$  van Veen grab, weighing  $\pm 90 \text{ kg}$  and with a  $0,25 \text{ m}^2$  Shipec bottom sampler, weighing  $61 \text{ Kg}$ . At all stations five to seven replicate samples were collected. The contents of the grab samples were sieved through a  $1 \text{ mm}$  steel screen and the fauna was preserved in  $5 \%$  formaldehyde.

In the laboratory the samples were sorted into *Polychaeta*, *Arthropoda*, *Mollusca* and *Echinodermata*, and the wet weights for the various groups were determined after blotting on filter paper for  $5 - 10$  minutes. The wet weights were converted into ash-free dry weights following conversion factors determined by Jensen, von Brand, Durchon *et al*. The mean conversion factor for *Polychaeta* was  $0,19$ , for *Arthropoda*  $0,19$ , for *Pelecypoda*  $0,066$ , for *Ophiuroidea*  $0,0375$  and for *Echinoidea*  $0,015$ . The standing crop referred to below, represents the sum of ash-free dry weights of these four in-faunal groups, epifauna not included.

### 2.- Preliminary results and discussion

The results were obtained from one sample at each station, therefore they give only a rough idea of the fauna and standing crop. From the localities Z 1, Z 2, Z 6 and Z 8 we have sampled 3 to 9 replicates, during the period November 24 (1970) - March 9 (Pollution program T.W.O.Z. - Ministry of Agriculture).

In the whole area the number of individuals per  $\text{m}^2$  varies between  $5,500$  (M01) to  $\pm 1,000$  (M21-M23). In the winter samples taken nearshore (Lombardzijde) the individual numbers are very low in comparison with the other samples of deeper water.

Comparison of the standing crops from the different localities investigated, must be viewed with caution because of the different seasons in which the samples were taken (M01-M025 : June-September 1971; M02-M05 : January 1971; Z01-Z08 : November 1970-March 1971). Nevertheless we can state



that there is a difference in standing crop between the nearshore stations MO1 and MO5 and the others.

In the first group of stations, the ash-free dry weight per  $m^2$  of the macrobenthic infauna is relatively high. The standing crop at the other group of stations (series M) was dominated by benthic animals with a life span of about 1 year, whereas at the stations MO5 and MO1 the standing crop was dominated by species with a life span of 2 years or more, such as the lamellibranchs *Abra alba* and *Macoma balthica* (Thorson 1957)<sup>(1)</sup>. The production of organic matter by the macrobenthos at the group of stations (series 11) may therefore be as high as or higher than at the first group, in spite of the lower standing crop.

#### Communities

##### Locality

|     |  |
|-----|--|
| MO1 | <i>Abra alba</i> community mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community        |
| MO5 | <i>Macoma balthica</i> community mixed with <i>Abra alba</i> community                               |
| MO9 | <i>Venus gallina</i> community - « <i>Branchiostoma</i> -bottom »                                    |
| M12 | <i>Amphiura filiformis</i> community   |
| M13 | <i>Amphiura filiformis</i> - <i>Echinocyamus</i> community mixed with <i>Venus gallina</i> community |
| M22 | <i>Venus gallina</i> community - « <i>Branchiostoma</i> -bottom »                                    |
| Z1  | <i>Abra alba</i> community, mixed with the <i>Macoma balthica</i> community                          |
| Z2  | <i>Abra alba</i> community, mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community       |
| Z6  | <i>Macoma balthica</i> community (mixed with <i>Abra alba</i> community)                             |
| Z8  | <i>Abra alba</i> community, mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community       |
| O2  | <i>Abra alba</i> community (mixed with other communities)  |
| O4  | <i>Amphiura filiformis</i> - <i>Echinocyamus</i> community   |
| O5  | <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community  |

(1) THORSON (1957), Bottom communities (sublittoral and shallow shelf), in Treatise in marine ecology and paleoecology (J.W. Hedgpeth, ed.), vol. 1, pp. 461-534, Mem. Geol. Soc. Am., 67.

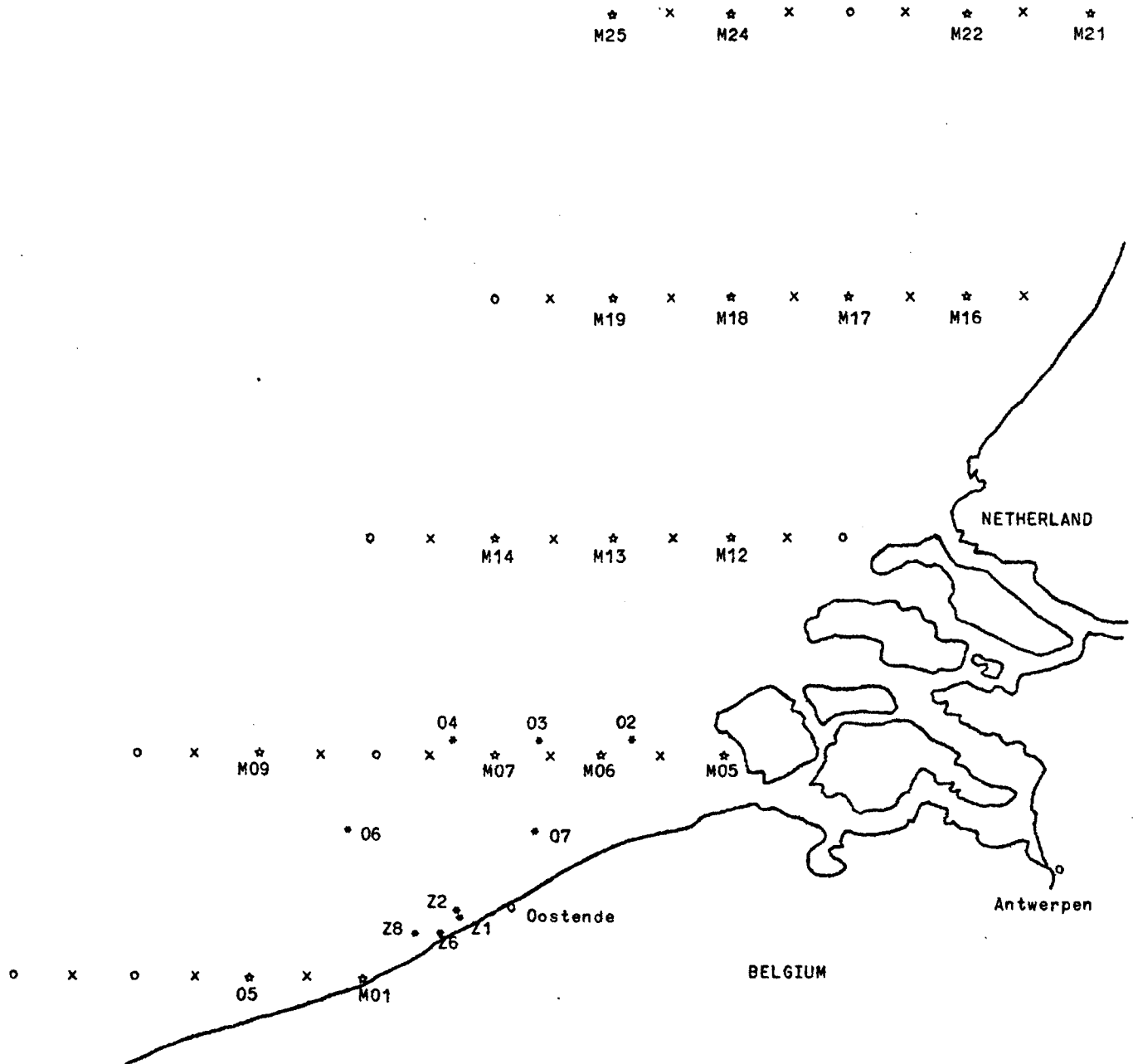


fig. 42

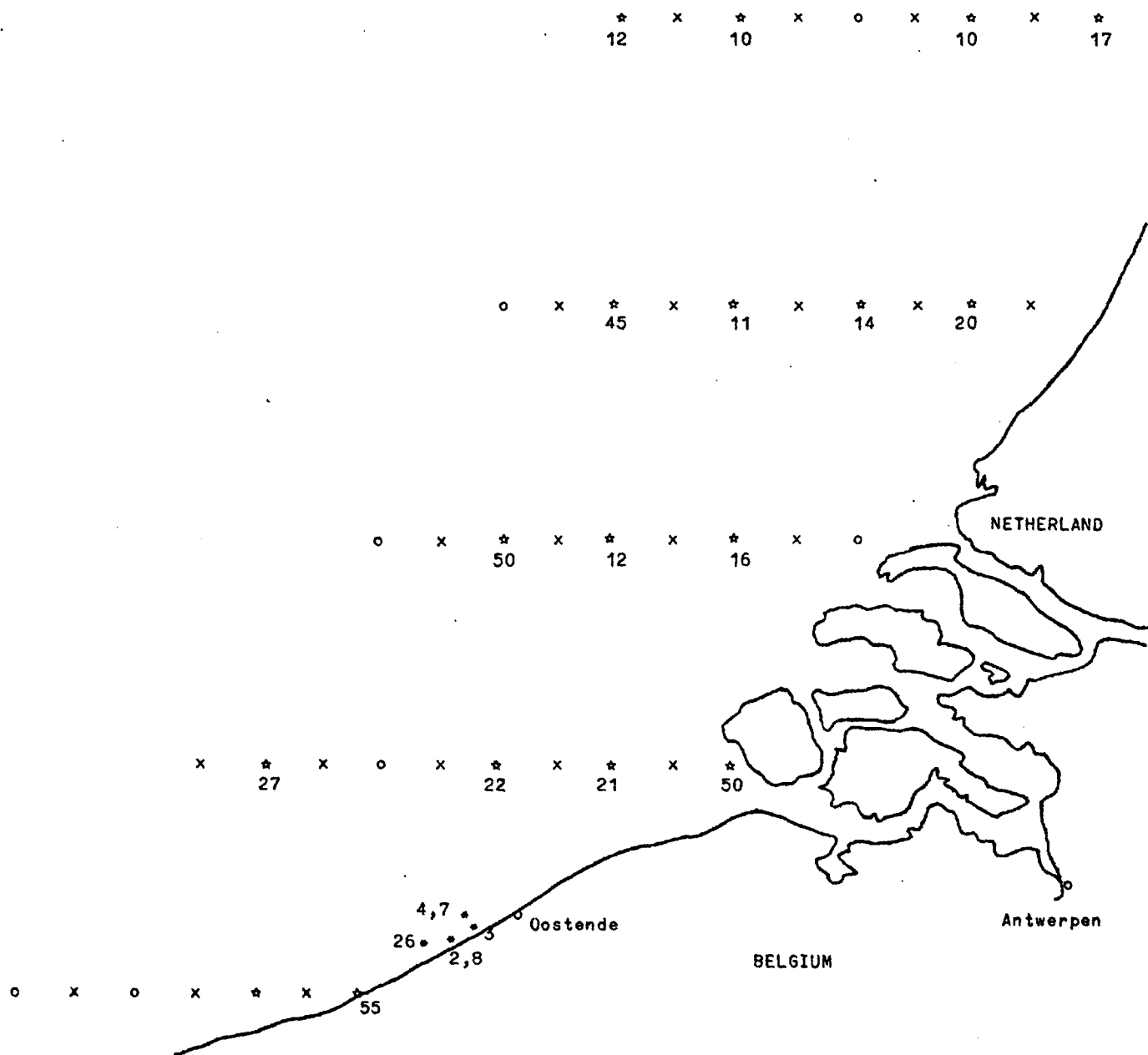


fig. 43 Individual numbers per m<sup>2</sup> (x 100).

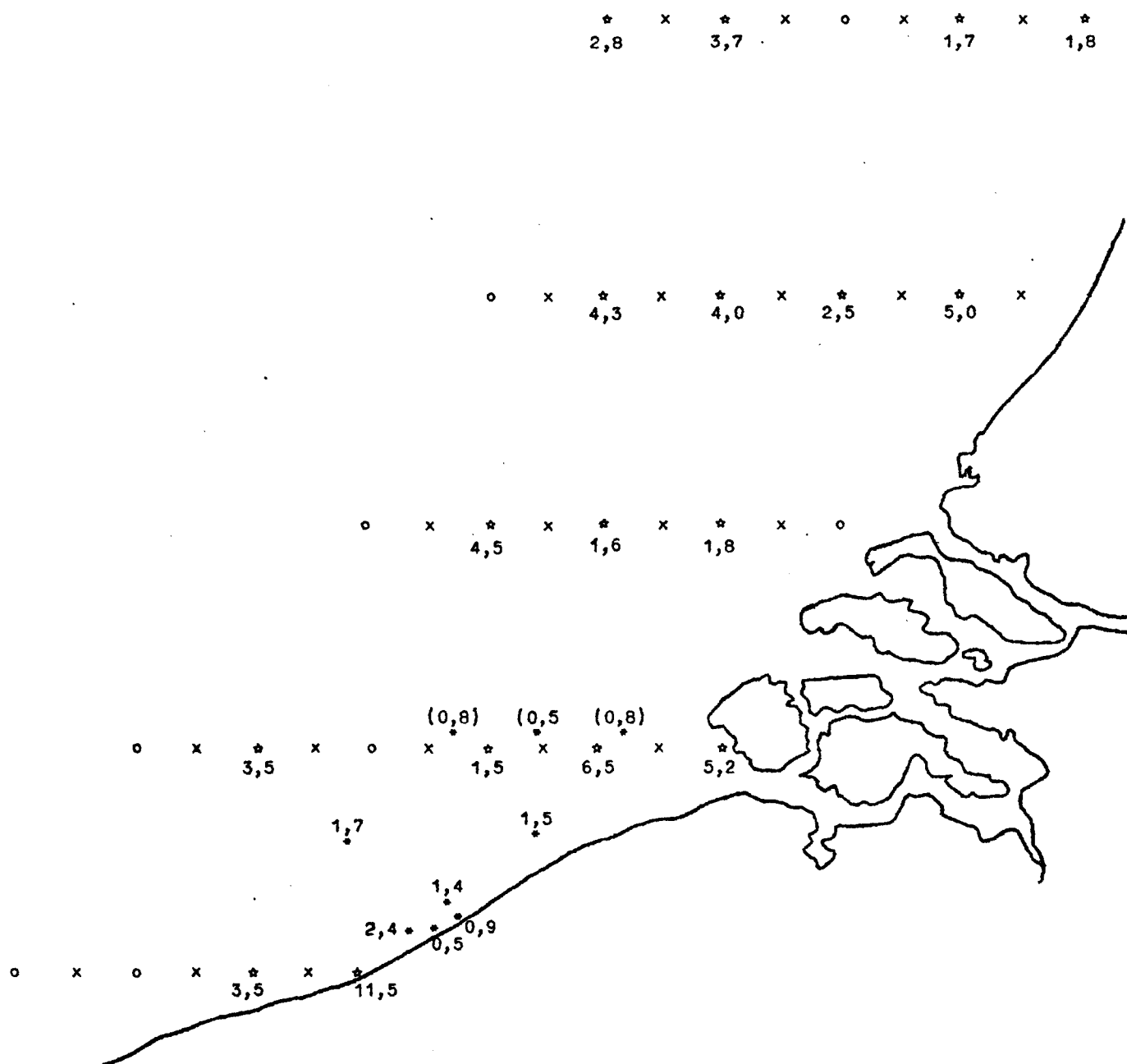


fig. 44 Standing crop in grams per 1 m<sup>2</sup>.  
( ) : winter samples.

## XV. ZOOPLANKTON

### 1. Sampling

The difficulties of sampling are stressed. A reproducible method allowing to obtain exact quantitative and qualitative data does not exist, due to

- a) the bias introduced by planktonnet characteristics
- b) active migrations, connected with diurnal rhythms.

Five 10 l samples are taken with a bucket, pooled and filtered through a planktonnet (mesh 40  $\mu$ ), and the filtered residue, fixed with 4% formalin, is used for quantitative and qualitative analysis.

Dry and ash weight were determined of 100 l samples obtained in the same way and stored in a deep-freezer.

For the procentual composition of the zooplankton we used a large planktonnet (mesh 200  $\mu$ ), which was towed during 10 minutes. The zooplankton ( $\pm 2$  l) was fixed in 4% formalin.

### 2. Sampling frequency

During each cruise with the "Mechelen" in the North Sea, we took the necessary samples (except the samples for procentual analysis M 58 - 09.09.1971 - 15.00 in MO9 - 24.06.1971 - 10.45.00).

We endeavoured to take our samples simultaneously with the primary-productivity samples (13 h  $\pm$  1 h), in order to account for

- a) vertical migrations
- b) possible correlations between phyto- and zooplankton

### 3. Results

The results are worked out in the Technical Reports, edited by the C.I.P.S.

Croisière 00 : Technical Report 1971/00 - Biol. 04, pp. 1-9, fig. 1-2

Croisière 01 : Technical Report 1971/01 - Biol. 2, pp. 1-7, fig. 3-4

Croisière 02 : Technical Report 1971/02 - Biol. 2, pp. 1-7, fig. 5-6

Croisière 03 : Technical Report 1971/03 - Biol. 2, pp. 1-9, fig. 7-10

#### 3.1. Total counts of zooplankton

The biomass of the zooplankton is in general smaller than normal near the coast, becomes more important than the mean value off shore and then decreases to the normal value.

It is possible that this is due to the negative and positive pollution influence along the coast.

### 3.2 Dry and ash weight

Normally, we see a decrease of the dry and ash weight from the coast towards the open sea.

We do not find a direct correlation with the results mentioned under (3.1), but have to correlate it with the results of the sediment research. Unfortunately we discovered this correlation rather recently, but have not yet sufficient data to communicate here.

### 3.3 Qualitative composition of the zooplankton

The complete analysis is at this moment impossible because we have too many data.

As an example of pollution-indicators we plotted the distribution of the larvae of the mero-planktons Polydora, Lanice and of the Rotifera.

#### Methods

The density-spread is indicated by arrows, directed from the smallest to the greatest density. By this, we thought to find back this water-masses who are more polluted than others.

This simple graphic-representation will be applied to several species.

#### a) Polydora larvae (fig. 45 cruise 1 and 2)

We recognize three watermasses : 1) The Scheldt-delta

2) Watermasses from the rivers

Meuse and Rhine, displacing to the North to the open sea

3) Before Dunkerque

#### b) Polydora larvae (fig. 46 cruise 3)

The most important watermasses are found in front of the delta of the river Scheldt. The watermasses in front of Dunkerque and M21 seem to be less important. (1)

Cruise 1, 2 and 3 indicate two watermasses with important numbers of Polydora larvae : in front of the Scheldt-delta and the shore of Dunkerque.

- (1) When we compare the total numbers of Polydora larvae, we have to take in mind the life and year-cycle of this organism : during the period of propagation there are large numbers of larvae, after settling there are small numbers. These differences have no ecological significance.

c) Lanice larvae (fig. 47, 48, cruise 1, 2 and 3)

A very important concentration is observed before the Scheldt-delta, less before Dunkerque.

We notice that the distributions of *Lanice* and *Polydora*, both known as pollution-indicators, coincide.

d) Rotatoria (fig. 49 cruise 1 and 2)

The most important concentration is found on the point 21, a smaller concentration before the Scheldt-delta.

Cruise 3, fig. 50 : the pattern observed during cruise 1 was found again.

4. Conclusions

Our observations during 1971 seem to indicate certain concentrations in well defined watermasses.

The large concentration of *Polydora* and *Lanice* larvae before the Scheldt-delta are typical.

It is necessary to compare these results with the results of other "parameters" (chemical, physical, etc...).

These should allow an exact interpretation of the significance of the local situation.

5. General conclusions

The study of the "zooplankton" has been able to follow the rhythm of the cruises in relation to the quantitative and qualitative analyses of the Ordines.

The study at the species level of some important groups (a.o. Copepoda) is under examination.

We tried to give an interpretation of the distribution of the *Rotatoria* and *Polychaeta*, *Polydora* and *Lanice*.

Some important hypotheses, in relation to the pollution of the North Sea, will be formulated after confrontation with other "parameters".

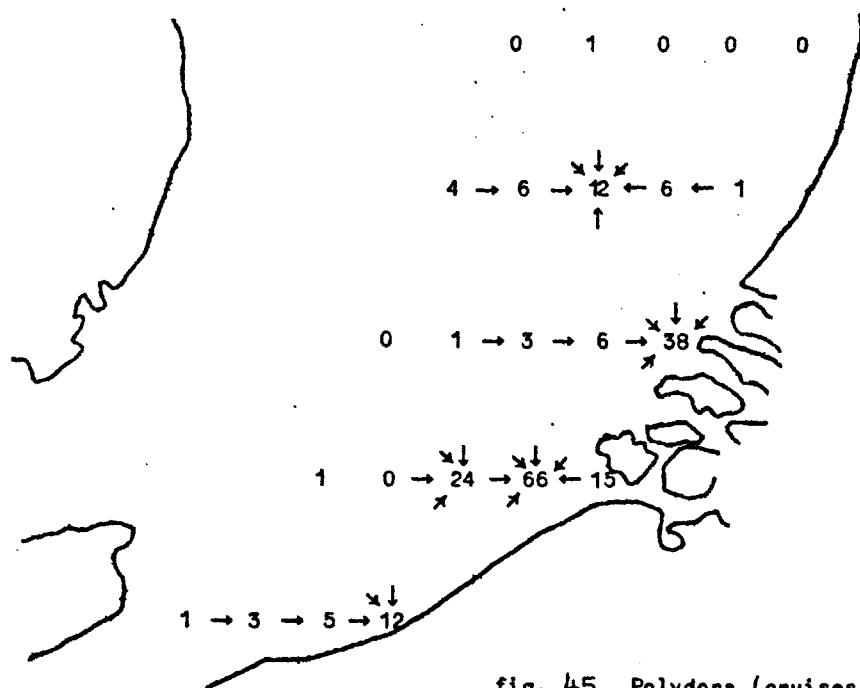


fig. 45 Polydora (cruises 1 and 2).

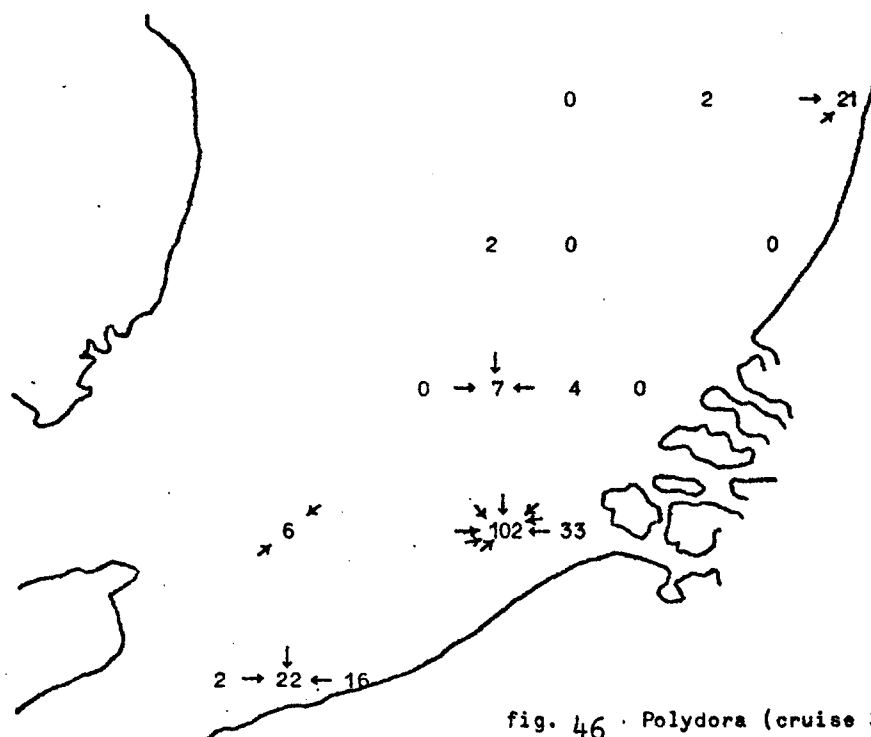
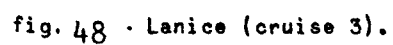
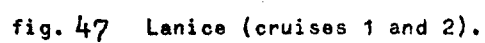


fig. 46 Polydora (cruise 3).





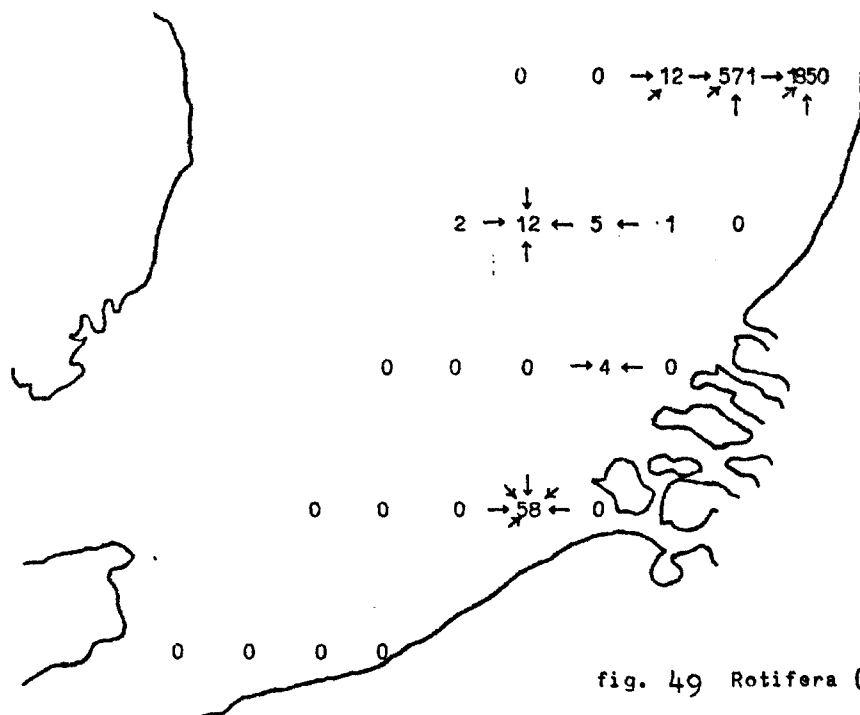


fig. 49 Rotifera (cruises 1 and 2).

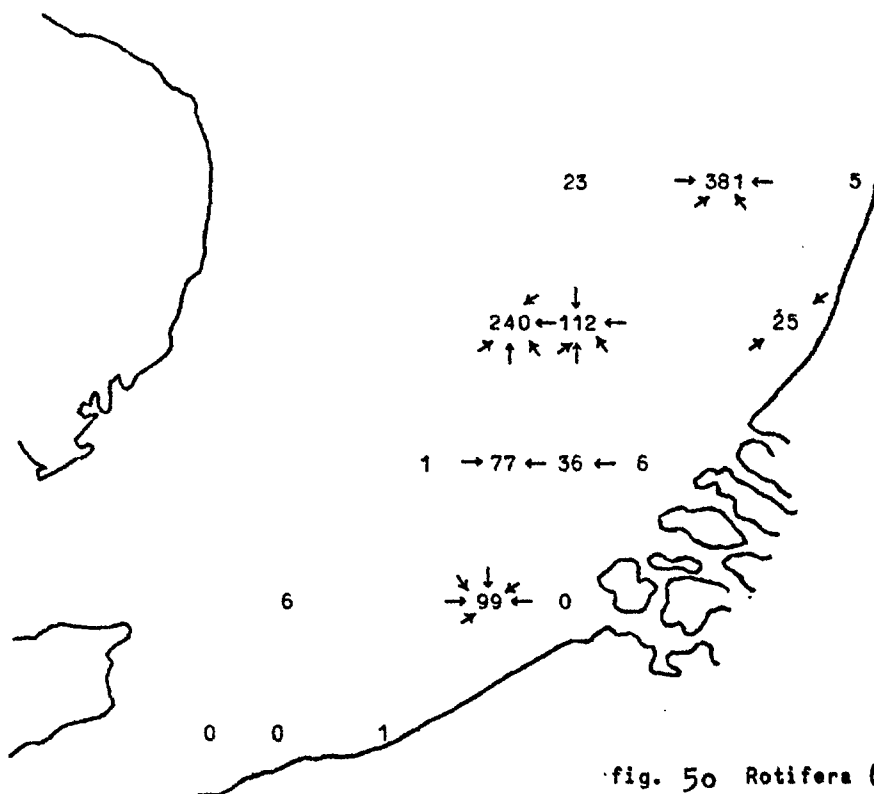


fig. 50 Rotifera (cruise 3).